

Madre de Dios Capital de la Biodiversidad

FACULTAD DE INGENIERÍA

**ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA FORESTAL Y MEDIO
AMBIENTE**



TÍTULO DE TESIS

PRESENCIA DE METALES PESADOS EN LA ESTRUCTURA VEGETAL DE *Apeiba membranacea* Spruce ex Benth. (Peine de mono), *Ochroma pyramidale* (Cav, ex. Lam.) Urb. (Topa), *Ceiba pentandra* (L.) Gaerth. (Lupuna), *Erythrina ulei* Harms (Amasisa) INSTALADAS EN ÁREAS INTERVENIDAS POR LA MINERÍA AURÍFERA EN EL SECTOR MANUANI-INAMBARI-TAMBOPATA-MADRE DE DIOS

Presentado por:

BACH. MIJAIL GELIER HUAYLLANI ENRIQUEZ

**PARA OPTAR TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE**

Asesor

M.Sc. TELESFORO VÁSQUEZ ZAVALETA

Co-Asesor

M.Sc. LISET RODRÍGUEZ ACHATA

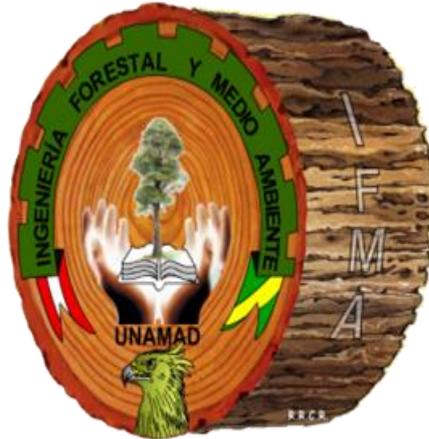
Puerto Maldonado-Perú

2016

Madre de Dios Capital de la Biodiversidad

FACULTAD DE INGENIERÍA

**ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA FORESTAL Y MEDIO
AMBIENTE**



TÍTULO DE TESIS

PRESENCIA DE METALES PESADOS EN LA ESTRUCTURA VEGETAL DE *Apeiba membranacea* Spruce ex Benth. (Peine de mono), *Ochroma pyramidale* (Cav, ex. Lam.) Urb. (Topa), *Ceiba pentandra* (L.) Gaerth. (Lupuna), *Erythrina ulei* Harms (Amasisa) INSTALADAS EN ÁREAS INTERVENIDAS POR LA MINERÍA AURÍFERA EN EL SECTOR MANUANI-INAMBARI-TAMBOPATA-MADRE DE DIOS

Presentado por:

BACH. MIJAIL GELIER HUAYLLANI ENRIQUEZ

PARA OPTAR TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE

Asesor

M.Sc. TELESFORO VÁSQUEZ ZAVALETA

Co-Asesor

M.Sc. LISET RODRÍGUEZ ACHATA

Puerto Maldonado - Perú

2016

DEDICATORIA

Esta tesis se la dedico a mis padres, que a pesar de todos los tropiezos que tuve no me dejaron desmayar, me brindaron sus consejos, su comprensión, su amor y ayuda en los momentos difíciles. Son mis padres los responsables de este logro en mi vida, Además, me formaron, me enseñaron valores, principios y coraje para conseguir mis objetivos.

A mis hermanos Padhy, Luis, Jenny, Reyner, Flor, Maicon, mi pequeña hermanita Sharon y mi sobrinita Mélodi, ellos representan una parte muy importante en este recorrido, me dan confianza, me apoyan y siempre me acompañan en todas mis travesías, siendo mi motivación para no rendirme y seguir adelante.

A Dios por permitirme ser parte de una gran familia, que a pesar de los deslices la felicidad perdura.

AGRADECIMIENTO

A Dios quién supo guiarme por el buen camino, darme fuerzas para seguir adelante y no desmayar en los problemas que se presentaban, enseñándome a encarar las adversidades sin perder nunca la dignidad ni desfallecer en el intento.

De todo corazón a mis padres que hicieron todo en la vida para que yo pudiera lograr mis sueños, por motivarme y darme la mano cuando sentía que el camino se terminaba, a ustedes por siempre mi corazón y mi agradecimiento.

A mis hermanos que siempre han estado pendientes, brindándome su apoyo incondicional día a día en el transcurso de mi vida académica.

A todos, mis tíos, primos y amigos que siempre estuvieron para compartir conmigo sus experiencias, motivarme para seguir adelante.

A la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios por darme la oportunidad de formar parte de la familia universitaria.

A mis maestros que en este andar por la vida, influyeron con sus lecciones y experiencias en formarme como una persona de bien y preparada para los retos que pone la vida, a todos y cada uno de ellos les dedico cada una de estas páginas de mi tesis.

Gracias, de corazón, a mis tutores, M.Sc. Telesforo Vásquez Zavaleta, M.Sc. Liset Rodríguez Achata, Doc. Francisco Román Dañobeytia Gracias por su paciencia, dedicación, motivación, criterio y aliento que han hecho fácil lo difícil, Ha sido un privilegio poder contar con su guía y ayuda.

De igual importancia a todos mis compañeros y amigos que alguna vez compartimos ideas experiencias, alegrías y tristezas.

Finalmente agradezco a quien lee este apartado y más de mi tesis, por acceder a mis experiencias, incurrir dentro de su colección de información Mental.

Para ellos: Muchas gracias y que Dios los bendiga.

PRESENTACIÓN

La presente investigación ha tenido como objetivo determinar la presencia de mercurio, arsénico y cadmio en los tejidos vegetales (raíz, tallo, hoja), donde se evaluaron cuatro puntos. El primero es determinar la variabilidad de los metales en los tejidos vegetales, el segundo punto es determinar la capacidad de acumular metales (mercurio, arsénico, cadmio, plomo) en las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei*, además, se determinó el tejido que acumula los diferentes metales, el tercer punto es determinar el efecto que presenta el método de plantación (raíz desnuda y trasplante) y la aplicación de biofertilizante en la absorción de los (mercurio, arsénico, cadmio, plomo) en cuatro especies forestales *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei* sembradas en áreas intervenidas por la minería aurífera y por último se realiza un análisis del suelo de la plantación.

Los metales se determinaron realizaron en el laboratorio de ensayo SNA “Servicios Analíticos Generales S.A.C” mediante el método ICP-OES (espectrofotometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente) en el Laboratorio de Ecotoxicología de la Facultad de Ciencias y Filosofía, Universidad Peruana Cayetano Heredia, Lima, Perú, en donde los límites de detección del equipo para el mercurio fue de 0.1mg/kg, para el arsénico 0.1mg/kg, cadmio 0.04mg/kg y del plomo de 0.04mg/kg.

INDICE

INTRODUCCIÓN.....	14
Planteamiento del problema.....	16
Objetivos.....	18
Objetivo general.....	18
Objetivo específico.....	18
Hipótesis.....	19
CAPITULO I.....	20
MARCO TEÓRICO.....	20
1.1. Antecedentes.....	20
1.2. Antecedentes ambientales.....	23
1.2.1. Madre de Dios y la minería.....	23
1.2.2. Metales pesados y el medio ambiente.....	24
1.2.3. Deforestación y la minería.....	24
1.2.4. Restauración ecológica.....	25
1.2.5. Fitorremediación.....	26
1.2.6. Biorremediación.....	26
1.3. Metales pesados.....	27
1.3.1. Biodisponibilidad de metales.....	29
1.3.2. Biomagnificación de metales.....	30
1.3.3. Bioacumulación de metales pesados.....	30
1.3.4. Biolixiviación de metales.....	31
1.4. Metales tóxicos.....	32
1.4.1. Mercurio (Hg).....	33
1.4.2. Arsénico (As).....	35
1.4.3. Cadmio (Cd).....	36
1.4.4. Plomo (Pb).....	39
1.5. Suelo.....	41
1.5.1. Contaminación del suelo.....	41
1.6. La planta.....	43
1.6.1. Metales pesados en las plantas.....	44
1.6.2. Incorporación de los metales a la planta.....	45
1.7. Ecología de las poblaciones vegetales.....	46
1.7.1. Importancia de las especies pioneras.....	47
1.8. Descripción de las especies.....	47
1.8.1. <i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.....	47
1.8.2. <i>Ceiba pentandra</i> (L.), Gaerth.....	48
1.8.3. <i>Erythrina ulei</i> Harms.....	49
1.8.4. <i>Apeiba membranacea</i> spruce ex benth.....	50
1.9. Importancia de las especies.....	51
1.10. Zona de estudio.....	51
CAPITULO II.....	52

MATERIALES Y MÉTODOS	52
2.1. Ubicación.....	52
2.2. Área de estudio	54
2.2.1. Antecedentes del área de estudio	54
2.2.2. Características Físico químicas del suelo de la plantación	54
2.2.3. Población de la plantación	54
2.2.4. Tratamientos aplicados en la plantación.....	55
2.3. Variables de estudio.	56
2.4. De las especies.....	56
2.5. Toma de medidas Dasométricas.....	56
2.6. Muestras vegetales.....	57
2.6.1. Tamaño de muestra.....	57
2.6.2. Extracción de las muestras.	58
2.6.3. Preparación de las Muestras.	60
2.7. Muestreo de suelo:.....	61
2.8. Análisis químico en el laboratorio.	61
2.9. Análisis estadísticos.....	62
CAPITULO III.....	63
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	63
3.1. concentración de Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo en la raíz, tallo y hoja.....	63
3.2. Bioacumulación de metales pesados en cuatro especies forestales.	66
3.2.1. Mercurio (Hg) en cuatro especies forestales.	66
3.2.2. Arsénico (As) en cuatro especies forestales.	69
3.2.3. Cadmio (Cd) en cuatro especies forestales.....	71
3.2.4. Plomo (Pb) en cuatro especies forestales.	75
3.3. Acumulación de metales por el efecto del método de siembra y fertilizantes	77
3.3.1. Efecto en la absorción de Mercurio.....	77
3.3.2. Efecto en la absorción de Arsénico.	78
3.3.3. Efecto en la absorción de Cadmio.....	80
3.3.4. Efecto en la absorción de Plomo	81
3.4. Metales pesados (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) en el suelo.....	82
CONCLUSIÓN	85
RECOMENDACIÓN	86
BIBLIOGRAFIA.....	88
ANEXO	¡Error! Marcador no definido.

Tablas

Tabla 1: Coordenadas de la plantación experimental.....	52
Tabla 2: Variables de la investigación	56
Tabla 3: Acumulación de metales pesados (promedio \pm desviación estándar) en los tejidos de las especies instaladas en un área degradada por la minería. Letras diferentes al lado de los promedios denotan diferencias estadísticamente significativas (Prueba de Tukey).	65
Tabla 4: Bioacumulación de Mercurio en las especies instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera (mínimo y máximo indican la cantidad que se acumuló el Mercurio en las muestras analizadas).....	67
Tabla 5: Bioacumulación de Arsénico en las especies instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera (mínimo y máximo indican la cantidad que se acumuló el Arsénico en las muestras analizadas).....	70
Tabla 6: Bioacumulación de Cadmio en las especies instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera (mínimo y máximo indican la cantidad que se acumuló el Cadmio en las muestras analizadas).....	73
Tabla 7: Bioacumulación de Plomo en las especies instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera (mínimo y máximo indican la cantidad que se acumuló el Plomo en las muestras analizadas).....	76
Tabla 8: Análisis de varianza de la acumulación de metales pesados (promedio \pm desviación estándar) en el suelo del área degradada por minería. Letras diferentes al lado de los promedios denotan diferencias estadísticamente significativas (Prueba de Tukey)	83

Figuras

Figura 1: Mapa de ubicación.....	53
Figura 2: Diseño de la plantación.....	55
Figura 3: Medición de la altura	57
Figura 4: Medición de diámetro.....	57
Figura 5: Protegiendo las raíces	58
Figura 6: Ahoyado para extraer la muestra	59
Figura 7: Extracción de la muestra.....	59
Figura 8: Fraccionamiento de la muestra	60
Figura 9: Preparación de las muestras vegetales.....	60
Figura 10: Muestreo de suelo.....	61
Figura 11: Concentración de Mercurio en los tejidos de las especies.....	68
Figura 12: Porcentaje (%) de muestras que presentaron Mercurio en tejidos de las plantas de las 4 especies estudiadas.....	68
Figura 13: Concentración de Arsénico en las especies forestales.....	71
Figura 14: Porcentaje (%) de muestras con Arsénico en los tejidos de las especies.....	71
Figura 15: Concentración de Cadmio en las especies forestales.....	74
Figura 16: Porcentaje (%) de muestras que presentaron Cadmio en tejidos de las plantas de las especies	74
Figura 17: Acumulación de Plomo en los tejidos de las especies forestales.....	76
Figura 18: Porcentaje (%) de muestras que presentaron Plomo en tejidos de las plantas de las 4 especies estudiadas.....	77
Figura 19: El método de siembra y aplicación de fertilizante en la absorción de Mercurio. Las columnas indican la media (\pm un error estándar). La línea roja indica la evolución del metal por efecto de los tratamientos.....	78
Figura 20: El método de siembra y aplicación de fertilizante en la absorción de Arsénico. Las columnas indican la media (\pm un error estándar). La línea roja indica la evolución del metal por efecto de los tratamientos.....	79
Figura 21: El método de siembra y aplicación de fertilizante en la absorción de Cadmio. Las columnas indican la media (\pm un error estándar). La línea roja indica la evolución del metal por efecto de los tratamientos.....	81

Figura 22: El método de siembra y aplicación de fertilizante en la absorción de Plomo. Las columnas indican la media (\pm un error estándar). La línea roja indica la evolución del metal por efecto de los tratamientos	82
Figura 23: Concentración de metales en el suelo de la plantación instalada en áreas intervenida por la minería abandonada. Las columnas indican la media (\pm un error estándar)	84

ANEXO

- Anexo 1: Cronograma de actividades **¡Error! Marcador no definido.**
- Anexo 2: Tabla de número de muestras para las especies en cada parcela **¡Error! Marcador no definido.**
- Anexo 3: tabla de los límites Máximos permisibles (Lmp) de metales pesados en plantas **¡Error! Marcador no definido.**
- Anexo 4: Tabla de los límites máximos permisibles (Lmp) en el suelo **¡Error! Marcador no definido.**
- Anexo 5: Fotos de las actividades realizadas en campo..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 1: Salida al campo con el Doctor Raúl a una evaluación previa y dar las indicaciones para el muestreo in situ. **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 2: Delimitando las parcelas con rafia..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 3: Toma de medidas dasométricas **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 4: Se observa la erosión del suelo que puede ser un factor que altere la información en las medidas de altura..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 5: Etiquetando a los individuos que serán extraídas para sus análisis respectivos que nos permitirá conocer el contenido de mercurio..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 6: Etiquetando a los individuos que serán extraídas para sus análisis respectivos que nos permitirá conocer el contenido de mercurio..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 7: Realizando la extracción de las muestras vegetales cuidando de que no se dañen las raíces **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 8: Limpiado de la tierra que tiene la raíz **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 9: División la parte enterrada de la planta y la parte aérea .. **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 10: Recolectado y embolsado de la muestra de suelo **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 11: Recolectado y embolsado de la muestra de suelo **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 12: Etiquetado de las muestras..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 13: Las muestras ya preparadas y etiquetadas se trasladaron a la sombra donde no les llegue directamente los rayos del sol..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 14: Al final del tercer día concluimos el trabajo de campo listo para regresar a la ciudad con las muestras y datos obtenidos en el trabajo de campo. **¡Error! Marcador no definido.**
- Anexo 6: Registro fotográfico del preparado de las muestras para ser enviados al laboratorio para los análisis de metales pesados..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 15: Paquetes de muestras en el área donde se realizó el preparado y etiquetado de muestras para su envío al laboratorio..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 16: Lavado de la raíz..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 17: Separación de la raíz del tallo, la raíz principal es tomado como tallo solo se obtienen las raíces secundarias..... **¡Error! Marcador no definido.**

- Foto 18: Lavado de las hojas para limpiar las impurezas..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 19: Separado de las hojas del tallo, el peciolo de las hojas forman parte del tallo.**¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 20: Secado de las hojas para evitar la putrefacción durante su oreado y envió al laboratorio. **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 21: Oreado de las muestras antes del pasado de los diferentes tejidos de la planta (Raíz, Tallo, Hoja) **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 22: Pesado de la raíz en una balanza de 500 gramos de capacidad.**¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 23: Pesado del tallo en una balanza de 500 gramos de capacidad.**¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 24: Empaquetado de las muestras vegetales en bolsas de papel para evitar la putrefacción por humedad..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 25: Las muestras empaquetadas y etiquetadas listas para el envío al laboratorio.**¡Error! Marcador no definido.**
- Anexo 7: Preparado de muestras compuestas de suelo **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 26: Se muestra los cinco sobres de suelo que corresponden a los individuos obtenidos de una sola parcela los cuales conformaran una sola muestra compuesta.**¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 27: Pesado de solo 100 gramos de suelo los cuales se unirán los 5 suelos para formar una muestra compuesta de 500 gramos de suelo. **¡Error! Marcador no definido.**
- Foto 28: Proceso de pesado de la muestra..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Anexo 8: Registro del desarrollo de las especies a un año de instalados en la plantación**¡Error! Marcador no definido.**

DOCUMENTO ADJUNTO

- Informe de ensayos químicos en el laboratorio para plantas y suelo
- Acta de entrega de plántulas de especies forestales
- Certificación de especímenes vegetales
- Acta de sustentación

RESUMEN

La minería en Madre de Dios genera la deforestación de grandes extensiones de bosque y la contaminación del medio ambiente, produciendo el deterioro de los suelos y el cambio en sus ecosistemas, durante el proceso de amalgamación del oro se pierde Mercurio metálico en el ambiente que mediante procesos biológicos toman diferentes formas, siendo absorbidos por los organismos vivos. Además, se pueden encontrar concentraciones de otros metales pesados como el Arsénico, Cadmio y plomo en la superficie de los suelos removidos por la minería que pueden causar daños tóxicos a través de la cadena trófica.

Con la finalidad de encontrar especies forestales maderables con potencial para remediar la contaminación de los suelos por metales tóxicos, se evaluó la presencia de Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo en tallos, hojas y raíces de las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei*, instaladas en áreas degradadas y contaminadas por la actividad de minería aurífera en el Sector Manuani. En la plantación de las especies antes mencionadas se aplicó diferentes tratamientos, después de un año se evaluó la sobrevivencia, altura, diámetro de los individuos y se seleccionaron 60 individuos de las 4 especies antes mencionadas para sus respectivos análisis de metales pesados en el laboratorio de ensayo SNA "Servicios Analíticos Generales S.A.C" mediante el método denominado Método EPA 200.7, Rev.4.4. Versión EMMC. Determinación de metales y elementos traza en agua y Wates por plasma de acoplamiento inductivo - espectrometría de emisión atómica. 1994.

Los resultados muestran que las concentraciones de metales pesados en los tejidos de las especies son muy variables como es el caso de Mercurio que solo se registró en dos individuos, en un individuo de la especie *Ceiba pentandra* que almaceno mercurio hasta 4.26 mg/kg y en un individuo de la especie *Erythrina ulei* con 0.30 mg/kg, esta concentración de Mercurio se le atribuye a los derrames puntuales en el proceso de amalgación. El Arsénico, Cadmio y Plomo presentaron concentraciones muy variables en cuanto a sus tejidos de las cuatro especies forestales antes mencionadas; se le atribuye a la aplicación de biofertilizante, porque, los resultados muestran que las parcelas con aplicación de biofertilizantes presentan menor concentración absorción de metales pesados y un mayor desarrollo de las plantas.

ABSTRACT

Mining in Madre de Dios generates deforestation of large tracts of forest and environmental pollution, producing soil deterioration and change in ecosystems in the process of amalgamation of gold. Metallic mercury is lost in the environment through biological processes that take different forms, being absorbed by living organisms. In addition, you can find concentrations of other heavy metals such as arsenic, cadmium and lead on the surface of the removed by mining that can cause toxic damage through the soil food web.

In order to find timber forest species with potential to remedy soil contamination by toxic metals, the presence of mercury, arsenic, cadmium and lead in stems, leaves and roots of *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei* species was evaluated installed in degraded areas and contaminated by gold mining activity in the Manuani Sector. In planting the aforementioned species different treatments were applied, after one year survival, height, diameter of the individuals was assessed and 60 individuals of the four species mentioned above for their analysis of heavy metals were selected in the laboratory SNA trial "General Analytical Services SAC" using the method called EPA method 200.7, Rev.4.4. EMMC version. Determination of metals and trace elements in water and Wates by inductively coupled plasma - atomic emission spectrometry. 1994.

The results show that the concentrations of heavy metals in the tissues of the species are highly variable as is the case of Mercury that only recorded two individuals, an individual of the *Ceiba pentandra* species that I store mercury to 4.26 mg / kg and in a *Erythrina ulei* individual of the species with 0.30 mg / kg, this concentration of Mercury is attributed to the spill point in the process amalgación. Arsenic, cadmium and lead had very varying concentrations in their tissues of the four species mentioned above; it is attributed to the application of bio-fertilizer, because the results show that plots with application of biofertilizers have lower concentration absorption of metals heavy and further development of plants.

INTRODUCCIÓN

Los bosques naturales en el Perú presentan una gran diversidad biológica, reflejada en una amplia variedad de tipos de bosques. El Perú posee 78.8 millones de ha de bosques naturales, de los cuales 74.2 millones de ha, se encuentran en la región de la Selva. Según la clasificación de suelos por capacidad de uso mayor de los suelos, el 80.14% del total del territorio nacional corresponden a tierras aptas para la producción forestal y tierras de protección, mientras que solo el 5.92% corresponden a tierras aptas para cultivos y el 13.94% son aptas para pastos y ganadería (FAO, 2015).

La agricultura, ganadería, minería y el crecimiento urbano son los causales de la deforestación que se viene incrementando a gran escala sobre los ecosistemas, la capa orgánica del suelo naturalmente mantenida por raíces de árboles es erosionada durante el período de lluvias, el proceso erosivo es potencializado por la pérdida de la cobertura forestal y la estructura del suelo (OPS/OMS, 2011). La amenaza más eminente para la deforestación es el incremento descontrolado de la actividad minera en el Perú que data desde finales de la década de 1970, En el caso de la minería aluvial en la Amazonía data más de cuarenta años (IIAP-MINAM, 2011). En Madre de Dios, si bien este departamento tiene minería aurífera desde inicios del siglo XX, es recién a partir del 2005 que dicha actividad se torna incontrolable, en el contexto de una naciente crisis financiera mundial y de políticas de integración regional en Sudamérica que llevaron, en el primer caso, al incremento de los precios internacionales del oro y el segundo, al inicio de la construcción de la carretera Interoceánica Sur (SPDA, 2014). La fiebre del oro ha atraído a miles de mineros a la Amazonía y provocado serios impactos en los ecosistemas, los más complejos y biodiversos del planeta, la minería aurífera en suelos aluviales de la Amazonía se está expandiendo en los últimos años más rápidamente que en cualquier época histórica, debido a los altos precios del oro, con enormes costos para la salud humana y para el ambiente (IIAP-MINAM, 2011).

MINEM (2009) menciona que el Perú es el primer productor de oro en América Latina, el 2009 la producción de oro fue de 5864,356 onzas finas lo que significó un incremento de 1.4% con respecto al año 2008, el aporte en la producción fue de 37.55% para la región de Cajamarca, La Libertad 28.88%, Arequipa 8.47% otros 15.60%, esto coloca a Madre de

Dios en el tercer lugar con una producción del 9.41% a nivel nacional. En Madre de Dios se estima que se producen entre 16 000 a 18 000 kg de oro al año y por cada kg de oro extraído se utiliza unos 2.8 kg de Mercurio, se estima que en los últimos 20 años más de 3 000 toneladas de Mercurio han sido arrojadas a los ríos amazónicos, contaminando el agua, a los organismos acuáticos y a las poblaciones humanas a través de la cadena trófica (IIAP-MINAM, 2011).

La acumulación de metales en la superficie del suelo que es vertida durante la excavación para la extracción del oro, es un peligro para los organismos biológicos. Tal es así, que Puga, Sosa, Lebgue, Quintana y Campos (2006) indican, que los metales acumulados en la superficie del suelo pueden ser absorbidos por las plantas y otros organismos del suelo que pueden ser insertados en el hombre a través de la cadena trófica, estos metales pueden ser reducidos lentamente mediante la lixiviación, la erosión y la deflación. Además, la OPS/OMS (2011) menciona que los árboles y vegetación en general absorben a largo plazo el Mercurio de la atmósfera por los distintos mecanismos que este presenta en su nutrición o fotosíntesis.

La utilización de plantas con la capacidad de acumular metales en sus tejidos, impiden la contaminación sobre los ecosistemas y la salud humana (Durango, Marrugo, Jaramillo, Perez, 2010). La fitorremediación es una tecnología que utiliza las plantas metalofitas para limpiar ambientes contaminados con metales pesados, algunas especies vegetales son capaces de acumular y/o tolerar altas concentraciones de contaminantes como metales pesados y compuestos orgánicos (PQB, 2007), por ello, el interés de buscar especies forestales que ayuden a recuperar las áreas contaminadas con mercurio que se encuentra en la zona de explotación minera aurífera en los trópicos.

A través de los años, se vienen realizando esfuerzos para buscar soluciones a los problemas ambientales que vienen ocasionando la actividad de minería aurífera con los derrames de Mercurio en el agua, suelo y aire. El objetivo del presente estudio es determinar la presencia de metales pesados (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) en la estructura vegetal de *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei* instaladas en áreas intervenidas por la minería, con la finalidad de determinar si estas especies tienen la capacidad fitorremediadora, para ello, se analizó el suelo y los tejidos de las plantas por separado en un laboratorio acreditado por el organismo peruano de

acreditación INDECOPI, el laboratorio de ensayo SNA “Servicios Analíticos Generales S.A.C”. Análisis de plantas y suelo por el método EPA 200.7, Rev.4.4. EMMC Version. Determination of Metals and trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry. 1994. Esta investigación es el pilar para muchas investigaciones venideras que tengan el propósito de recuperar de manera auto-sostenible las áreas degradadas con especies maderables en Madre de Dios y Perú.

Planteamiento del problema.

La extracción de diferentes minerales han generado un problema ambiental desde la revolución industrial (Bascones, 2003), el incremento de los metales y metaloides en las áreas impactadas por la minería no se degradan, pero pueden acumularse en el ecosistema a través del tiempo provocando concentraciones elevadas y efectos adversos en la mayoría de los organismos (Gardea-Torresdey, Hejazi, Tiemann, Parson, Duarte-Gardea, Henning, 2002).

La atracción a la actividad minera aurífera es la ganancia que este metal genera, SPDA (2014) señala que el año 2003 el precio del oro era de 400 dólares la onza, en el 2013 incrementándose a 1400 dólares en Madre de Dios, motivando un incremento significativo en la explotación minera del oro y consecuentemente se convirtió en la principal causa de la deforestación en la región, a tal grado que al 2012 se habían deforestado 50 000 ha, observándose que se ha triplicado de una tasa de deforestación de 2166 ha/año en el año 2008 a 6145 ha/año en el 2012. Así mismo, esta actividad viene contaminando con metales pesados al ambiente (suelo, agua y aire) desde hace más de 40 años (IIAP-MINAM, 2011); Así mismo, Zhang, Appel y Qiao (2013) indican que los metales pesados en el medio ambiente es una gran amenaza para los seres vivos y están consideradas como las sustancias más persistentes emitidas al ambiente capaces de ocasionar efectos negativos importantes sobre los seres vivos (Picazo, 2014). De tal manera Baird (1999, citado en Puga et al. 2006) indica que los metales tienden a acumularse en la superficie del suelo quedando accesibles al consumo de las raíces de las plantas.

Los altos niveles de metales pesados como Plomo, Níquel, Cadmio, Manganeso, Mercurio presentes en suelos y agua pueden ser acumulados en estos sistemas de suma importancia para la agricultura (Prieto et al., 2009). La actividad minera en Madre de Dios utiliza el Mercurio en el proceso de amalgamar el oro y Mercurio para luego ser quemado, liberando vapores de Mercurio a la atmosfera, la humedad relativa permite que esta especie de Mercurio se oxide en pocos días y regrese al suelo con la lluvia en forma de Hg^{2+} . Considerando que para amalgamar un gramo de oro se necesita 2.8 gramos de Mercurio y teniendo en cuenta que la producción anual fluctúa entre 16000-18000 kilogramos de oro al año, se estima que en los últimos 20 años se han arrojado al medio ambiente de Madre de Dios entre 900 a 1000 toneladas de Mercurio, situación que está provocando problemas de contaminación en peces y humanos (IIAP-MINAM, 2011), tal es así, que CAMEP (2013) reporta, que el 60% de peces vendidos en los mercados de Puerto Maldonado contienen Mercurio superior a los valores de referencia y que esto se han incrementado hasta un 90% al 2012; por otro lado, el mismo autor indica que el 77.7% de adultos analizados en Puerto Maldonado contienen Mercurio en los cabellos en promedio 2.73 ppm, niveles tres veces por encima de los valores de referencia (1 ppm).

De aquí, el deber de recuperar los suelos contaminados por la minería aurífera, para reincorporarlas a la producción y/o paisaje es una necesidad y para eliminar o inactivar los metales pesados existen tecnologías con tratamientos biológicos, fisicoquímicos y térmicos como menciona Sepulveda y Trejo (2002), la fitorremediación es un tratamiento biológico que usa diversas plantas para degradar, extraer, contener, o inmovilizar contaminantes del suelo y el agua (Su, Han, Shiyab y Monts, 2007), dentro este grupo están las plantas fitoesbilizadoras, que inmovilizan a través de su absorción y acumulación en las raíces o precipitación en la rizosfera, reduciendo así su movilidad y su biodisponibilidad para otras plantas o microorganismos (Ortega-Ortiz, Benavides-Mendoza, Arteaga, Zermeño-González, (2010) y la fitoextractoras que captan los iones metálicos por las raíces y acumulan en tallos, hojas y raíces (Reyes, 2006), por ello es necesario realizar estudios que nos permitan sugerir para programas de recuperación de los suelos contaminados por minería aurífera en la amazonia.

Con el propósito de identificar la presencia de metales pesados (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) en tallos, hojas y raíces de Las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma*

pyramidale, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei* instaladas y fertilizadas en áreas degradadas y contaminadas por la minería aurífera en el Sector Manuani, siendo estas nativas del lugar; Por consiguiente, se plantea la siguiente pregunta de investigación.

¿Cuál será la variabilidad de absorción y acumulación de metales pesados (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) en la raíz, tallo y hoja de la, *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei* instaladas en la zona intervenida por la minería aurífera?

Objetivos.

Objetivo general

Evaluar la presencia de metales pesados (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) en tallos, hojas y raíces de Las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei* instaladas en áreas degradadas y contaminadas por la minería aurífera en el Sector Manuani-Inambari-Tambopata-Madre de Dios.

Objetivo específico

- ☞ Analizar la variabilidad de metales (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) en los tejidos vegetales de cuatro especies forestales.
- ☞ Determinar la bioacumulación de metales (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) en cuatro especies forestales.
- ☞ Evaluar el efecto del biofertilizante en la absorción de metales (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) en cuatro especies forestales.
- ☞ Analizar la presencia de metales (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) en el suelo de la plantación ubicado en áreas intervenidas por la minería.

Hipótesis

Hipótesis nula:

La estructura vegetal de *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei* instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera en el sector Manuani no presentan metales pesados que sobrepasen los niveles de toxicidad.

Hipótesis alterna:

La estructura vegetal de *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei* instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera en el sector Manuani presenta al menos un metal pesado que sobrepasa los niveles de toxicidad.

CAPITULO I

MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes

Existen diversos estudios sobre la remediación de suelos contaminados con metales pesados como el Mercurio, Cadmio, Plomo y el metaloide Arsénico (para este estudios es considerados como un metal pesado), la mayoría de los estudios sobre la fitorremediación se realizaron con especies agrícolas (Maíz, Arroz, Frejol, Caña y hortalizas) y diversas variedades de pastos, muy pocas con especies ornamentales y especies maderables.

Vidal, Marrugo, Jaramillo y Pérez. (2010) realizaron un estudio en Colombia sobre remediación de suelos contaminados con mercurio utilizando la especie Guarumo (*Cecropia peltata*); el experimento comprendió en instalar plantas de guarumo en suelos expuesto a tres niveles de contaminación, suelos más contaminado (6907.8 ng/g de HgT), suelo menos contaminado (3132.5 ng/g de HgT) y suelo sin contaminar, así mismo, utilizaron Ácido Cítrico como quelante en dos niveles (aplicación y sin aplicación); las muestras vegetales se evaluaron cada mes durante cuatro meses de crecimiento. El resultado de esta investigación muestra que el Guarumo presenta mayor acumulación de Mercurio en su raíz (3714.5 y 2019.3 ng/g de HgT) en suelos altamente contaminado y medianamente contaminada respectivamente seguido de la hoja (329.5 y 304.1 ng/g de HgT) y el tallo (262.3 y 176.9 ng/g de HgT); Los resultados también muestran que la aplicación de ácido cítrico no contribuye en la concentración de mercurio en los tejidos de la planta. Del mismo modo la absorción de mercurio en la planta se ve relacionado con el pH bajo del suelo que facilita su movilidad del contaminante y la poca concentración de materia orgánica. La mayor acumulación de mercurio en la raíz se dio en el cuarto mes de crecimiento de la planta, en los tallos y hojas presentan mayor acumulación en los primeros meses y decrecen considerablemente en el cuarto mes, por ello la capacidad remediadora se considera alta para el Guarumo por tener una tasa de remediación del 25 y 26 % con aplicación de ácido cítrico y 33 y 15% sin aplicación de ácido cítrico.

Prieto-García, Callejas, Lechuga, Gitán y Barrado (2005) en un estudio realizado en México con especias cultivadas (Tomillo "*Thymus vulgaris*", Mejorana "*Origanum majorana*", Perejil "*Petroselinum crispum*", Epazote "*Chenopodium ambrosioides*", Cilantro "*Coriandrum sativum*"), hortalizas (Col "*Brassica oleraceae*", Lechuga "*Lactuca sativa*", Acelga "*Beta vulgaris*", Chayote "*Sechium edule*", Huauzontle "*Chenopodium nuttallianae*", Tomate verde "*Lycopersicon sp.*", Cebolla "*Allium cepa*", Tomate rojo "*Lycopersicon sp.*", Chile "*Capsicum annum*", Rábano "*Raphanus sativus*", Nopal "*Opuntia nopalea*"), Frutales (Naranja "*Citrus sinenses*", Durazno "*Prunus pérsica*", Granada "*Punica granatum*", Chilacayote "*Cucurbita ficifolia*", Platano "*Musa paradisiaca*", Níspero "*Manilkara zapota*", Guayabo "*Psidium guajava*", Aguacate "*Persea americana*", Limón "*Citrus aurantifolia*" y Pulpa de "*Opuntia nopalea*") y plantas medicinales (Telimón "*Cymbopogon citratos*", Manzanilla "*Matricaria chamomilla*", Toronjil "*Artemisa abrotanum*"), haciendo uso de agua contaminada con arsénico por encima de los límites máximos permisibles de 0.025 mg.L^{-1} y sobre suelos contaminados mayor a $< 2.0 \text{ ppm}$ encontraron que la mayor acumulación se presentó en la hoja del Perejil y en la hoja del Epazote seguido por su raíz y su tallo, según su bibliografía las cantidades encontradas en los tejidos de especias son tóxicas para el consumo humano debido a que estas sobrepasa la dosis que es de $0,0105 \text{ mg}$ para un humano promedio de 70 kg . En el caso de las hortalizas la mayor concentración de Arsénico se presentó en la hoja del Chayote y en menor concentración en el bulbo y hojas de la Cebolla, las demás no pasan los límites de detección. El Arsénico en los frutales determinó una mayor acumulación en el fruto del Chilacayote, en menores cantidades en las hojas del Naranja y la hoja del Durazno. En las especias medicinales encontraron que la mayor concentración de Arsénico se encuentra la hoja del Toronjil seguido por su tallo. Además indican, que el toronjil tiene una capacidad del 99% para absorber Arsénico.

Alfaro, Ugarte, Martín, Álvarez, Rodríguez, Jiménez y Orphee (2012) en la Habana (Cuba) evaluaron cuatro organopónicos denominados Vivero Alamar, 146 y 25, 1ro de Julio y Las Margaritas, el sustrato para los organopónicos se diferencian en su composición del abono orgánico (Vivero Alamar= Humus de lombriz; organopónico 146 y 25= compost estiércol de vacuno y residuos vegetales; 1ro de Julio= compost de residuos de cosecha; Margaritas= Compost de estiércol de vacuno), en estos organopónicos se evaluaron los metales pesados en la lechuga (*Lactuca sativa*) y la acelga (*Beta vulgaris*). En Guantánamo

se montaron los organopónicos denominados el Girasol y el Jardín del caribe, en ambos organopónicos el sustrato está compuesto por suelo pardo sialítico y compost provenientes de residuos sólidos urbanos, en estos experimentos se evaluaron los metales pesados en las especies pimiento (*Capsicum annuum*), acelga (*Beta vulgaris*) lechuga (*Lactuca sativa*), rábano (*Raphanus sativus*) y lechuga (*Lactuca sativa*). Los resultados compararon los contenidos totales de Cd, con los máximos permisibles para hortalizas de hojas (0.2 ppm) y para los contenidos de plomo se compararon los máximos permisibles para hortalizas de hojas (0.3 ppm). Las especies estudiadas en la Habana no presentaron metales pesados que excedan los límites máximos permisibles; sin embargo, el acelga que se encuentra en el organopónico las margaritas si rebasan los límites máximos permisibles de plomo, al cual le atribuye como fuente al estiércol del vacuno depositado en áreas cercanas al tránsito vehicular. Los organopónicos que instalaron en la ciudad de Guantánamo presentaron contenidos de Plomo y Cadmio por encima de los límites máximos permisibles en el sustrato, las especies evaluadas en el jardín del caribe presentaron Cadmio en sus órganos por debajo de los límites máximos permisibles teniendo como mayor concentración en las hojas y tallo del pimiento sin presencia en su fruto. En el organopónico el girasol las especies presentaron cadmio y plomo en las hojas aunque estas estén por debajo de los límites máximos permisibles, la acumulación principal de cadmio en estas especies se da en las hojas y el tallo de rábano, el plomo se encuentra en el fruto del rábano y las hojas de lechuga y acelga encontrándose por encima de los límites máximos permisibles.

Orroño (2002) en su investigación con las especies *Pelargonium peltatum*, *Pelargonium hortorum* y *Pelargonium graveolens*, utilizando base suelo no contaminado (suelo control), suelo enriquecido con los seis metales a nivel medio (0,57 g de H_2CrO_4 , 0,022 g de $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$, 0,40 g de $CuCl_2 \cdot 2H_2O$, 0,32 g de $NiCl_2 \cdot 6H_2O$, 0,80 g de N_2O_6Pb , 1,33 g de $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) y un suelo enriquecido con los seis metales a nivel alto (el doble de cantidad), las especies permanecieron en el experimento 16 semanas antes de la cosecha para sus análisis. Los resultados de *Pelargonium hortorum*, muestra la máxima acumulación de metales pesados en la raíz seguido por el tallo, hojas y flores. Además, explica que el Cadmio presenta una menor translocación hacia las hojas y flores teniendo una muy buena biodisponibilidad en el suelo de los tratamientos alto y medio, la acumulación de Plomo no supera los límites de detección el mismo que muestra una menor

biodisponibilidad en el suelo. La correlación entre las concentraciones totales de metal en raíces, tallos y hojas de *Pelargonium hortorum* y las concentraciones de metales en las diferentes fracciones del suelo muestran que la absorción de metales se asocia a las fracciones solubles e intercambiables unida a la materia orgánica y carbonatos; además, la acumulación de metales en el organismo se incrementa según se aumenta la dosis de metal en el suelo y menciona que según la literatura esta mayor acumulación de metales es el resultado de la formación de complejos entre metales y grupos sulfhídrico a nivel celular, la translocación del Plomo a la parte aérea depende mucho del contenido de metales en el suelo. Los resultados del efecto de la longitud del periodo de crecimiento de *Pelargonium hortorum* sobre la eficiencia de la fitoextracción, menciona que el peso seco de la biomasa de las plantas se vieron afectados por el incremento de la concentración de metales del suelo, los tratamientos con metales presentaron menores valores de tasa de crecimiento a diferencia del control. Los resultados de la tolerancia y capacidad de acumulación de seis metales, en la especie *Pelargonium hortorum* presenta un ligero efecto negativo en su crecimiento de biomasa por efecto de los niveles crecientes de metales en el suelo, a diferencia de las especies *Pelargonium peltatum* y *Pelargonium graveolens* que si presento un alto efecto negativo en su crecimiento por la concentración de metales en el suelo; además, las especies *Pelargonium hortorum* y *Pelargonium peltatum* presenta una relación positiva de absorción de nutrientes y metales pesados en el suelo, de tal manera las concentraciones de nutrientes se incrementan significativamente a medida que se aumenta la concentración de metales en el suelo excepto en la especie *Pelargonium graveolens*.

1.2. Antecedentes ambientales

1.2.1. Madre de Dios y la minería.

Madre de Dios principal productor de oro en el estrato de la minería artesanal y en pequeña escala (Pachas, 2013). La minería aurífera genera mayor cantidad de problemas ambientales, en parte por la utilización de Mercurio (OMS, 2012), siendo la mayor contaminación en el proceso de amalgamación y quema que se realiza para separar el oro

del Mercurio. De esta manera, se han contaminado con mercurio y otros metales pesados fuentes de agua, ríos, quebradas, causando así la emisión y vertimiento de este metal al aire y a los cuerpos de agua (IIAP-MINAM, 2011), Además, esta actividad tiene como resultado la modificación de los cursos de quebradas y ríos, la deforestación pérdida de la fertilidad de los suelos.

1.2.2. Metales pesados y el medio ambiente

Los metales pesados contribuyen fuertemente a la contaminación ambiental, por su disponibilidad en el suelo que está en función del pH, el contenido de arcillas, contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y otras propiedades que las hacen únicas en términos de manejo de la contaminación (Sauve, 2000).

Dickson, (2003) menciona que algunos de los metales pesados son benéficos para los procesos vitales y otros son muy tóxicos, algunas acciones humanas y accidentes geológicos logran introducir cantidades indeseables de ciertos elementos tóxicos en el medio ambiente siendo los más notables el Mercurio (Hg), Plomo (Pb) y Cadmio (Cd).

Los metales pesados están entre los tipos más contaminantes en el ambiente, se han utilizado varios métodos para limpiar el ambiente de estas clases de contaminantes, pero la mayor parte de ellos son gravosos y difíciles para obtener resultados óptimos. Actualmente, la fitorremediación es una solución efectiva y costeable y tecnológica usada para extraer o remover metales inactivos que se presentan contaminando los suelos y agua. La fitorremediación es una tecnología medioambiental amistosamente y potencialmente de costo efectivo (Voijant, Sheikh, Basri, Idris y Mukhlisin, 2011).

1.2.3. Deforestación y la minería.

La deforestación en la Amazonía Peruana y en las áreas priorizadas son producidos por la agricultura y la ganadería, debido a la tumba, la tala y la quema del bosque por parte de los colonos para instalar cultivos y sobrevivir de éstos (MINAM, 2009). Además, en la

actividad minera (minería artesanal y pequeña minería) para la extracción del oro en los suelos aluviales forzosamente se talan miles de hectáreas de bosques, porque no se trata de vetas como en otras regiones del país, el oro se encuentra en yacimientos aluviales, en llanuras, Terrazas con bosque y en los causes de los ríos y quebradas (SPDA, 2014). Como consecuencia, la actividad minera en Madre de Dios, se estima que hasta el año 2009 se han deforestado hasta 18000 ha de bosque y adicionalmente se han degradado 150000 ha (IIAP-MINAM, 2011). Asimismo, la deforestación en la región de la Selva tiene relación directa con: a) Políticas de Estado, que han alentado la migración hacia la Selva con el fin de ampliar la frontera agrícola para los cultivos, b) Apertura de carreteras o vías de penetración a la región de la Selva, c) Incremento poblacional y la d) La pobreza ya que concibe la necesidad de iniciar actividades que generen ingresos a corto plazo, teniendo al bosque como la principal fuente de recursos (MINAM, 2009).

1.2.4. Restauración ecológica.

La restauración ecológica es el proceso de ayudar el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido, para lograr una restauración se tienen que cumplir atributos esenciales los mismos que deben de seguir una trayectoria apropiada de desarrollo eco-sistémico hacia la referencia deseada (SER, 2004). Los bosques son capaces de mitigar las emisiones de Gases de Efecto Invernadero, el gas con mayor participación y que se fija mediante el proceso de fotosíntesis, para contrarrestar las emisiones de carbono (C), un número creciente de empresas y gobiernos de diferentes países han considerado planes para establecer plantaciones forestales, mejorar el manejo de los bosques y preservar los bosques naturales. (MINAM, 2009). El uso de especies vegetales tolerantes a altos niveles de metales en suelos y agua, permite actividades de restauración con menor impacto ambiental sobre los terrenos que otras técnicas tradicionales, más invasivas y con efectos secundarios adversos (Prieto, González, Román y Prieto, 2009).

1.2.5. Fitorremediación.

La técnica que utiliza plantas vasculares, algas y hongos para controlar o remover desechos o para estimular la degradación o remover los contaminantes del ambiente se le denomina fitorremediación (Cunningham y Berti, 1993; McCutcheon y Schnoor, 2003; Baird, 2001). La efectividad de la fitorremediación depende mucho de las características físicas y químicas del suelo, Prieto et al. (2009) Explica que la unión entre la materia orgánica y los metales (formación de moléculas complejas de elevada estabilidad), puede disminuir la capacidad de Fitoextracción, disminuyendo así la fitotoxicidad y permitir que se pueda restablecer la vegetación en sitios contaminados, esta técnica en suelos contaminados por metales pesados harán posible que las plantas absorban estos metales mediante la fitoestabilización y fitoextracción.

La fitoestabilización.- se utiliza en los suelos donde la gran cantidad de contaminantes imposibilita la fitoextracción, y se basa en el uso de plantas tolerantes a los metales para inmovilizarlos a través de su absorción y acumulación en las raíces o precipitación en la rizosfera, reduciendo así su movilidad y su biodisponibilidad para otras plantas o microorganismos (Ortega-Ortiz et al., 2010).

La fitoextracción.- también conocida como fitoacumulación, Es la captación de iones metálicos por las raíces de la planta y su acumulación en tallos, hojas y raíces (Reyes, 2006); Además, Vázquez (2003, citado en Ortega-Ortiz, 2010) menciona que existen plantas que absorben selectivamente grandes cantidades de metales acumulando en los tejidos concentraciones mucho más altas que las presentes en el suelo o en el agua, este proceso se ha utilizado para eliminar hidrocarburos de agua y suelo con cultivos de alfalfa, álamos, enebro.

1.2.6. Biorremediación

Podemos decir que es una tecnología que utiliza el potencial metabólico de los microorganismos (su capacidad de biodegradación) para limpiar terrenos o aguas

contaminadas (Watanabe, 2001), es decir, el uso de organismos vivos, primordialmente microorganismos, para degradar los contaminantes medioambientales en formas menos tóxicas es denominado biorremediación, esta tecnología utiliza naturalmente bacterias que ocurren y hongos o plantas para degradar o desintoxicar sustancias arriesgadas para la salud humana y/o el ambiente (Vidali, 2001), cuyo propósito es mostrar cómo la actividad de los microorganismos, tanto de los que habitan en vida libre, como de los que se asocian a las raíces de plantas tolerantes a compuestos tóxicos, es una tecnología poderosa para elaborar sistemas que permitan la recuperación de suelos y aguas afectados por contaminación (Montaño, 2015). Así mismo, el control y la optimización de procesos de biorremediación es un sistema complicado de factores como: La existencia de una población microbiana capaz de degradar los contaminantes y la disponibilidad de contaminantes para la población microbiana (Vidali, 2001).

1.3. Metales pesados

Los elementos metálicos son complejos por presentar diferentes propiedades mecánicas y físicas, diferentes autores desvarían a la hora de clasificarlos. Por ello, Lucho et al. (2005, citado en Prieto et al. 2009) mencionan que los metales pesados se refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentraciones incluso muy bajas y algunos metaloides, menciona como ejemplo al Mercurio, Cadmio, Arsénico, Cromo, Talio y Plomo, Sin embargo, Kabata y Pendás (1992) describe, que los elementos metálicos presentan una densidad igual o superior a 6 g/cm³, así mismo, Hernández (2014) indica, que la densidad debe estar igual o mayor a 5g/cm³ cuando está en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo los metales alcalinos o alcalinotérreos).

La oficina española de patentes y marcas (2005, citado en Hernández, 2014) indica que los metales pesados pueden ser acumulados en los organismos vivos cuando están presentes en el suelo. La concentración normal de los metales pesados en la corteza terrestre se encuentra inferior al 0,1% y casi siempre menor del 0,01% (Bascones, 2003), es importante tomar en cuenta que algunos metales como Mn^{+2} , el Fe^{+3} , el Zn^{+2} o el Cu^{+2}

son esenciales para el desarrollo de las plantas ya que son componentes estructurales y/o catalíticos de proteínas y enzimas, algunos metales no son esenciales pero si benéficos como el Cr^{+3} , V, Ti, Co y Se, el exceso de Al^{+3} , el Cd^{+2} , el Hg^{+2} , As^{+3} o Pb^{+2} resultan de especial relevancia toxica para los organismos del suelo, plantas y animales incluido el hombre (Vargas, 2006), así mismo, algunos elementos metálicos considerados como oligoelementos (B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Fe, Se y Zn y el metaloide As) pueden servir como micronutrientes para los cultivos, debido a que son requeridos en pequeñas cantidades para que los organismos completen su ciclo vital, son necesarios hasta un cierto umbral pasado se vuelven tóxicos, También hay metales pesados sin función biológica conocida (Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, Sn, Tl) cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva aparejada disfunciones en el funcionamiento de sus organismos que resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos (Prieto et al., 2009). Los metales pesados son de toxicidad extrema porque, como iones o en ciertos compuestos, son solubles en agua y el organismo lo adsorbe con facilidad existen metales pesados que no son esenciales para las plantas, pero sí tóxicos, como son el Plomo y el Cadmio (Moffat, 1999). El contenido de metales pesados se regula por los límites máximos permisibles que se generan para cada caso teniendo en cuenta diferentes variantes. Es así que, Martín (2000, citado en Prieto et al. 2009) menciona que cuando el contenido de metales pesados en el suelo alcanzan niveles que rebasan los límites máximos permitidos causan efectos inmediatos como inhibición del crecimiento normal de las plantas y un disturbio funcional en otros componentes del ambiente así como la disminución de las poblaciones microbianas del suelo (polución de suelos). Así mismo, Hernández (2014) menciona que los metales pesados utilizados en la industria y empleados en ciertos plaguicidas y medicinas más peligrosos son: el Plomo, Mercurio, Arsénico, Cadmio, Estaño, Cromo, Zinc y Cobre.

La exposición a metales pesados en determinadas circunstancias es la causa de la degradación y muerte de vegetación, ríos, animales e, incluso, de daños directos en el hombre (Pacotaype, 2014). Las concentraciones de metales pesados provienen del resultado de las continuas actividades mineras de extracción del oro y plata (Hernández, 2014). Además, Angelova (2004) menciona que los metales pesados son peligrosos porque tienden a aumentar su concentración en un cierto plazo de tiempo en diferentes cultivos repercutiendo en la cadena alimenticia, comparada a la concentración de dicho

producto químico en el ambiente. La concentración de metales pesados y su movilidad en suelos aumenta por causas no naturales, siendo la actividad humana la fuente principal de este incremento de contaminaciones por metales pesados (Hernández, 2014). Las actividades humanas alteran el contenido natural de los metales pesados provocando una modificación en su concentración mediante los vertidos industriales, vertidos procedentes de actividades mineras, aplicación de productos químicos agrícolas, lodos residuales, gases de combustión, emisión de partículas por automóviles y por último aunque no menos importante, los residuos sólidos de origen doméstico.

1.3.1. Biodisponibilidad de metales

Los metales pesados para poder ser absorbidos por las plantas y otros organismos tienen que estar en cierta condición física y química, la biodisponibilidad depende de la solubilidad y movilidad de los metales en la solución del suelo (Sánchez, Rivero y Yadira, 2011), y se encuentra íntimamente relacionado con las condiciones fisicoquímicas del ambiente, que determinan la especiación y por lo tanto la concentración de metal libre y lábil (Vullo, 2003), se puede decir, que la biodisponibilidad es la fracción de metales pesados que está disponible para la absorción por las plantas. Además, Hernández (2014) indica, que los metales pesados en el suelo se asocian con distintas fracciones, (1) en solución, como iones de metal libre y complejos metálicos solubles, (2) adsorbida en los sitios de intercambio de los constituyentes inorgánicos del suelo, (3) ligada a la materia orgánica, (4) precipitadas como óxidos, hidróxidos y carbonatos, y (5) residual en las estructuras de los minerales silicatados.

Para la extracción de los metales por la planta y éstos deben estar biodisponibles; por ello, la concentración total de los metales en el suelo no refleja necesariamente los niveles de metales biodisponibles (Hernández, 2014). La acción de los metales pesados de manera directa sobre los seres vivos ocurre a través del bloqueo de las actividades biológicas, es decir, la inactivación enzimática por la formación de enlaces entre el metal y los grupos sulfhidrilos de las proteínas, causando daños irreversibles en los diferentes organismos.

1.3.2. Biomagnificación de metales

La concentración de metales pesados a lo largo de una cadena trófica incrementan su nivel de toxicidad (Baird, 2004), es decir, a medida que los organismos se alimentan de otros organismos, los metales pesados aumentan su nivel de concentración, sufriendo así un fuerte incremento a lo largo de sus sucesivos eslabones, siendo en los superiores donde se hallan los mayores niveles de contaminantes, es decir, muchas toxinas que están diluidas en un medio, pueden alcanzar concentraciones dañinas dentro de las células (Navarro-Aviñó, 2007).

1.3.3. Bioacumulación de metales pesados

La bioacumulación es el aumento en la concentración de un producto químico en un organismo vivo en un cierto plazo de tiempo (Angelova, 2004), la concentración llega a ser superior a la del producto químico en el ambiente. La toxicidad está causada frecuentemente por la imposibilidad del organismo afectado para mantener los niveles necesarios de excreción (Navarro-Aviñó, 2007). La capacidad de las plantas para bioacumular metales y otros posibles contaminantes varía según la especie vegetal y la naturaleza de los contaminantes, las diferencias en la absorción de metales, se atribuyen precisamente a la capacidad de retención del metal en cuestión, en la interacción planta-raíz-metal y al metabolismo vegetal propio (Vig, 2003). La bioacumulación de los metales pesados en el organismo es relevantemente tóxica, y se manifiesta con la aparición de patologías en diferentes órganos y tejidos (Madeddu, 2005), de los metales como el Mercurio (Hg), Plomo (Pb), Cadmio (Cd) y Arsénico (As), el único capaz de bioacumularse es el Mercurio, sin embargo, muchos organismos acuáticos bioconcentran metales pesados como las ostras y los mejillones que son capaces de contener niveles de Mercurio y Cadmio que son 100 000 veces más grandes que los que se encuentran en el agua donde viven (Baird, 2004).

1.3.4. Biolixiviación de metales

La Biolixiviación es una técnica que se utiliza como alternativa económica para la recuperación de metales a partir de minerales, especialmente residuos de las actuales operaciones de minería. Esta técnica se basa principalmente en la aplicación de microorganismos, fundamentalmente bacterias, que son capaces de degradar los minerales que acompañan al metal de interés (López, 2014), además, solubilizan los metales a partir de minerales bajo la acción directa o indirecta de microorganismos para la recuperación posterior de los metales en solución (Rivera, Camejo, Moya, López-Méndez, Munguía-Bravo, 2011), la acción directa se realiza por acción bacteriana donde las reacciones químicas son catalizadas enzimáticamente y la acción indirecta es originada por la reacción química, enzimáticas o no enzimáticas, sin contacto físico entre los microorganismos y el mineral (Ballester, 2005). Además, López (2014) indica que “el oro es el principal metal recuperado por métodos de Biolixiviación. En este caso se libera el oro, deteriorando minerales sulfurosos adheridos a él, mediante la utilización de bacterias o microorganismos”.

Los microorganismos involucrados en el proceso de Biolixiviación se clasifican en mesófilos, termófilos moderado y hipertermófilos, estos crecen en ambientes ácidos con pH menor a 3 y 4, a temperatura de 40°C hasta 85°C y con alta concentración de iones metálicos, también existen microorganismos heterotróficos que eliminan los compuestos orgánicos del ambiente (Menadier, 2009)

Efectos de los metales en los organismos vivos

El Mercurio utilizado para la amalgamación del oro por los mineros es evaporado y arrastrado al suelo y a los cuerpos de agua por las lluvias, donde se transforma en metilmercurio siendo una forma de Mercurio mucho más tóxica y los efectos del metilmercurio en los seres humanos incluyen daños severos al sistema nervioso, malformaciones congénitas e incluso la muerte. (IIAP-MINAM, 2011).

1.4. Metales tóxicos

El Mercurio (Hg), Plomo (Pb), Cadmio (Cd) y Arsénico (As) son particularmente tóxicos como elementos en su forma condensada, sin embargo, los cuatro son peligrosos en su forma catiónica, bioquímicamente el mecanismo de su acción toxica proviene de la fuerte afinidad de los cationes por el azufre, debido, a que los grupos sulfhídrico presentes comúnmente en las enzimas que controlan la velocidad de las reacciones metabólicas en el cuerpo humano se enlazan fácilmente a los cationes metálicos ingeridos o a las moléculas que contienen los metales, el enlace resultante metal-azufre afecta a todo el enzima, este no puede actuar normalmente y la salud humana queda afectada adversamente, y a veces de forma fatal (Baird, 2004).

La toxicidad de los metales pesados depende, como ha quedado expuesto previamente, de la concentración, la forma química y la persistencia. Un elemento indispensable para un ser vivo en concentraciones traza puede llegar a ser tóxico en concentraciones elevadas. Por otra parte, la mayoría de metales pesados se combina con otras formas químicas, antes de entrar en los organismos o cuando se encuentra en el interior de los mismos; por tanto, antes de determinar la toxicidad de un elemento es necesario determinar la forma química en la que se encuentra (Navarro-Aviñó, 2007).

Los metales pesados están considerados como muy peligrosos para los seres vivos en general, pues poseen una gran toxicidad, en parte debido a su elevada tendencia a bioacumularse y otro aspecto importante a considerar es la presencia simultánea (mezcla) de los metales pesados, ya que sus efectos pueden ser tanto tóxicamente sinérgicos o antagónicos (la toxicidad se reduce al mezclarse), por tanto existe cierta dificultad para predecir los efectos reales de los contaminantes en el medio (Navarro-Aviñó, 2007). Los efectos de un compuesto o de la mezcla de ellos pueden ser inocuos, letales o sub letales (no matan al individuo pero producen daños a nivel genético o fisiológico). Con frecuencia, los daños sub letales suelen ser más perjudiciales para la población en general, ya que afectan al desarrollo o a la reproducción (Navarro-Aviñó, 2007). Es importante determinar el nivel de riesgo ambiental de los metales pesados sobre diversos representantes del ecosistema terrestre utilizando bioensayos ecotoxicológicos (Iannacone,

2000). La toxicidad por metales se manifiesta particularmente en suelos ácidos y afecta tanto al crecimiento como a la formación de raíces laterales y secundarias, además la acumulación Cd^{+2} o Pb^{+2} supone un peligro adicional al integrarse en la cadena trófica (Vargas, 2006).

1.4.1. Mercurio (Hg)

El Mercurio elemental se emplea en cientos de aplicaciones eléctricos por su inusual propiedad de ser líquido que conduce la electricidad, el Mercurio es el más volátil de todos los metales siendo su vapor altamente tóxico al contrario del Mercurio líquido como tal no es altamente tóxico y la mayor parte del que se ingiere se excreta, el Mercurio gaseoso atmosférico habitualmente viaja grandes distancias antes de oxidarse y se oxida en el agua de lluvia para depositarse en el suelo (Baird, 2004)

Eppers, (2014) menciona que los efectos de Mercurio en el ambiente y la salud humana no solamente dependen de la concentración de Mercurio, sino de la especiación de este metal, es decir, de la forma química en que se encuentra. Además del Mercurio elemental, este metal existe en sales inorgánicas como los cloruros, sulfatos o sulfuros, como también en compuestos organometálicos como el metilmercurio, el dimetilmercurio o el etilmercurio. La toxicidad del Mercurio crece drásticamente si el Mercurio elemental se convierte en Mercurio inorgánico y más aún en Mercurio organometálico. Así, las especies de metilmercurio son de unos 10 a 100 veces más tóxicas que los compuestos de Mercurio inorgánico, una vez liberado el Mercurio al ambiente, ciertas bacterias pueden transformarlo en dimetilmercurio que luego se acumula en peces y mariscos.

Callister y Winfrey (1986, citado por Loredó et al. 2006) mencionan que el Mercurio iónico, una vez liberado al medio ambiente puede formar compuestos organometálicos que son extremadamente tóxicos para la mayor parte de los organismos.

➤ Mercurio (Hg) en las plantas

El mercurio puede ser absorbido y acumulado por las plantas de forma natural como también puede ser inducido, las plantas tienen un límite de acumulación para que el metal no sea tóxico para sí mismo o su consumidor, de acuerdo a las investigaciones se plantearon los límites máximos permisibles para las plantas como es el caso de Loredó et al. (2006), que basándose en su bibliografía menciona que las concentraciones de Mercurio en las plantas varían de 0.044 a 0.060 mg/kg. Además, Kabata-Pendias y Pendias (1992) menciona que las concentraciones normales de Mercurio en plantas están comprendidas entre 0.005 y 0.170 mg/kg y se pueden considerar valores críticos los que están por encima de 1 mg/kg. La elevada concentración de mercurio en las plantas puede inhibir el crecimiento de estas, las diferentes especies de Mercurio son capaces de cerrar el paso de nutrientes a la parte superior de la planta, también puede provocar la muerte de las plantas ya que el Mercurio se puede acumular en las células y terminar destruyéndolas.

➤ Mercurio (Hg) en el suelo

El Mercurio a través de los procesos de “bioacumulación” y “biomagnificación” se transforma en diferentes especies como es el metilmercurio que ingresa a los organismos vivos donde se elimina muy difícilmente (IIAP-MINAM, 2011), El D.S. 002-2013 MINAM reglamenta los ECAS donde muestra los límites máximos permisibles de Mercurio en suelo agrícolas, residenciales, parques es de 6.6 mg/kg. Loredó et al. (2006) explica que diferentes autores determinaron el contenido de mercurio en suelos no contaminados pueden variar de 0.05 mg/kg y 0.5 mg/kg; sin embargo la Comunidad Económica Europea (citado en Hernández, 2014) indican que los límites máximos permisibles establecidos para el Mercurio en el suelo es de 1-1.5 ppm.

1.4.2. Arsénico (As)

El Arsénico es un metal que sus propiedades presentan una similitud con las del fósforo, número atómico de 33, peso atómico de 74.92 g.mol^{-1} , su abundancia en la corteza terrestre puede ser de 1.5 y 2 ppm (N.A.S, 1977) o de 1.8 ppm como menciona Pacotaype (2014); El arsénico en elevadas concentraciones representa una amenaza para la salud pública cuando se presenta en aguas subterráneas y suelo (Pacotaype, 2014), la exposición crónica de este elemento causa diversos daños en la salud de las personas, animales y plantas (Chávez, 2009), es así que el material genético de los peces es alterado debido a que estos se alimentan de las plantas que acumulan Arsénico, los peces pueden acumular Arsénico de tal cantidad que puede ser tóxico para las aves (Pacotaype, 2014). Los compuestos de Arsénico, y en especial los inorgánicos, se consideran venenos muy potentes, la toxicidad aguda varía notablemente según el compuesto, dependiendo de su valencia y solubilidad en los medios biológicos (Nordberg, 2000), las diferentes aleaciones que se realizan pueden ser veneficas según su toxicidad como es el arsénico y plomo, utilizado para eliminar las bacterias, en pesticidas, conservantes para madera (Pacotaype, 2014). Además, Nordberg (2000) menciona que el Arsénico inorgánico podemos encontrar en los herbicidas y en la fabricación de los pirotécnicos. Este elemento metálico también se pueden encontrar en alimentos de origen marino, como los camarones, los cangrejos y los peces están en forma de arsinocolina y arsinobetaina (Picazo, 2014).

Dependiendo de la dosis, se pueden presentar diversos síntomas, si ésta es excesiva, puede resultar fatal, han observado síntomas de conjuntivitis, bronquitis y disnea, seguidos por molestias gastrointestinales y vómitos, y posteriormente, síntomas cardíacos y shock irreversible. Además, las cantidades de Arsénico orgánico presentes en pescados y mariscos pueden consumirse sin efectos nocivos (Picazo, 2014).

➤ **Arsénico (As) en las plantas**

El Arsénico no es un elemento esencial para las plantas pero si es para algunas especies de animales (Pacotaype, 2014), La acumulación de Arsénico en las plantas puede estar

afectada por muchos factores, como las propiedades de la plantas, el tipo de compuestos de arsenico utilizado, los métodos de aplicación, las condiciones del suelo y la aplicación de fertilizantes (Barrachina et al., 1995). Es raro que la acumulación de Arsénico en las plantas alcance niveles perjudiciales para los seres vivos, porque invariablemente el crecimiento es reducido antes de que el contenido alcance niveles tóxicos (Hernández, 2014), los niveles elevados de Arsénico han posibilitado la aparición de plantas tolerantes a este metal, cuyo aspecto es similar al producido por niveles altos de Ni y Cu (Lepp, 1981), Las plantas que crecen en suelos contaminados contienen niveles mucho mayores, presentan una mayor acumulacion en las las raíces (Burló et al., 1992), estas plantas absorben Arsénico de manera facil de tal manera que pueden estar presentes en los productos alimenticios(Pacotaype, 2014).

➤ **Arsénico (As) en el suelo**

Podemos encontrar arsenico en suelos naturales de 5.5 a 13 ppm (Pacotaype, 2014), los suelos no contaminados presentan un concentracion de <2.0 ppm (Prieto-García et al., 2005) de Arsénico y son considerados como suelos contaminados al pasar la concentracion de 0.2 y 4.0 mg/kg Walsh y Keeney (1975). Además, Eco SSL (citado por Hernández, 2014) menciona que los límites máximos permitidos establecidos para Arsénico en el suelo es de 18 ppm.

1.4.3. Cadmio (Cd)

El Cadmio es un metal pesado, de densidad 8.642 g/cm^{-3} , de color blanco, blando, dúctil y maleable, es un elemento poco abundante en la naturaleza y se encuentra en casi todos los minerales del zinc (Sánchez et al., 2011). Este metal en la naturaleza se encuentra asociado a los metales como el Zinc, Cobre o el Plomo, Cadmio no supera los 0.015 a 0.020 ppm (Madeddu, 2005). Con una sola aportacion elevada de Cadmio es capaz de determinar la aparición de efectos desfavorables sobre la salud siendo tanto mas relavante cuanto más alta es la dosis (Madeddu, 2005).

El cadmio es considerado como uno de los metales pesados más peligrosos para el medio ambiente y la salud por ser teratogénico y su potencial cancerígeno (Madeddu, 2005), este metal puede encontrarse disuelto en el agua del suelo, adsorbido en superficies orgánicas e inorgánicas, formando parte de minerales, precipitado con otros compuestos del suelo o incorporado a estructuras biológicas (Rodríguez-serrano, casa, Romero-Puertas, Rio y Sandalio, 2008), es capaz de ocasionar diferentes enfermedades como la bronquitis, enfisema, nefrotoxicidad, infertilidad, cáncer de próstata, alteraciones neurológicas, hipertensión y enfermedades vasculares (Picazo, 2014). Además el Cadmio en las personas aumenta según a la edad, este metal se acumula en el hígado, riñón, los pulmones, la hipófisis, el páncreas, la glándula tiroides, los músculos, los testículos, las glándulas salivales y el tejido óseo, el suministro de bajas concentraciones de Cadmio en el agua para beber, pueden alterar las funciones del corazón, puede ser perjudicial, genera un espesamiento de los pequeños vasos y los capilares reduciendo la circulación (Madeddu, 2005). El cadmio es muy resistente a la corrosión es utilizado para la electrodeposición en otros metales, especialmente el acero y el hierro, que son utilizados en tornillos, tuercas de seguridad, los pestillos y diversas partes de los aviones, vehículos de motor y también es utilizado con fines protectores de corrosión en las baterías pequeñas, portátiles y recargables de Cadmio que se utilizan, en los teléfonos móviles representan un uso del Cadmio cada vez mayor, (Nordberg, 2000). Por ello, Villanueva (2003, citado en Casanova et al. 2014) menciona que los límites máximos permisibles para el Cadmio para la salud establecido por World Health Organization -1972; estableció que el máximo de ingesta diaria de Cd^{2+} no debería sobrepasar 1 mg/kg del peso del cuerpo (es decir, 70 mg/kg para un hombre promedio).

➤ **Cadmio (Cd) en el suelo**

La utilización de diferentes productos que contienen Cadmio y son vertidos al medio ambiente, Madeddu (2005) indica que la mayor parte del Cadmio es vertido por el hombre como vertidos urbanos y fertilizantes, y de acuerdo a investigaciones se generan límites máximos permisibles, Sánchez et al. (2011) y la Comunidad Económica Europea (citado por Hernández, 2014), mencionan que los suelos no contaminados presentan una concentración

de 1 a 3 mg/kg , Madeddu (2005) menciona que la concentración de Cadmio en el suelo es 0.3-0.6 mg/kg y Kabata-Pendías y Pendías (1984, citado por Marcano, 2000) El nivel promedio de Cadmio en suelos ha sido ubicado entre 0.07 y 1.1 mg/kg, con un nivel base natural que no excedería de 0.5 mg/kg.

➤ **Cadmio (Cd) en las plantas**

El Cadmio se fija a las plantas más rápidamente que el Plomo, en los frutos y semillas contienen menos Cadmio que las hojas (Ramírez, 2002). El Cd es potencialmente tóxico, que ha mostrado acumularse en plantas donde pierde su toxicidad por medio de la unión de las fitoquelatinas (Reyes, 2006). Uno de los efectos de la toxicidad del Cadmio es debido a una mayor exigencia de zinc además de cobre y el hierro, este metal es uno de los pocos elementos capaces de acumularse en las porciones comestibles de las plantas, pudiendo alcanzar niveles tóxicos para los humanos, la absorción del Cadmio por parte de las plantas representa uno de los primeros estudios de bioacumulación en las cadenas alimentarias, (Madeddu, 2005). La absorción por las plantas depende de factores del suelo y del cultivo, aquellos factores y condiciones del suelo que favorezcan la movilidad del elemento también facilitarán la absorción por las plantas, mientras que los que contribuyan a su retención por la matriz del suelo disminuirán la disponibilidad del elemento, En general, mientras mayor sea el pH del suelo, mayor será la retención del Cadmio ósea con pH alto hay menor asimilación de Cadmio por la planta (Marcano, 2000). Además, Rodríguez-serrano, casa, Romero-Puertas, Rio y Sandalio, (2008) menciona que la biodisponibilidad del Cadmio para la planta depende de numerosos factores físicos, químicos y biológicos que modifican su solubilidad y el estado del metal en el suelo y concluye según su bibliografía que el Cd interfiere en la entrada, transporte y utilización de elementos esenciales (Ca, Mg, P y K) y del agua, provocando desequilibrios nutricionales e hídricos en la planta , El Cadmio también reduce la absorción de nitratos y el transporte de los mismos de la raíz al tallo, además de inhibir la actividad nitrato reductasa en tallos, las plantas expuestas a suelos contaminados con Cadmio presentan modificaciones en la apertura estomática, fotosíntesis y transpiración, Uno de los síntomas más extendidos de la toxicidad por Cadmio es la clorosis producida por una deficiencia en hierro, fosfatos o por

la reducción del transporte de Mn, El tratamiento con Cadmio produce reducción de la actividad ATPasa de la membrana plasmática, alteraciones en la funcionalidad de la membrana plasmática, desequilibrios en el metabolismo del cloroplasto, inhibiendo la síntesis de clorofila y reduciendo la actividad de enzimas implicadas en la fijación de CO₂.

1.4.4. Plomo (Pb)

El Plomo es un metal pesado de número atómico 82 y peso atómico de 207.9 g.mol⁻¹, las emisiones más importantes de Plomo a la atmósfera proceden de la combustión de gasolinas con aditivos antidetonantes (tetraetilo de Plomo), la deposición atmosférica de Plomo es capaz de terminar en los vegetales y seguir a través de la cadena alimentaria, mientras que apenas existe incorporación desde el suelo a través de las raíces de las plantas, los compuestos del Plomo son altamente tóxicos, la concentración límite de la concentración ambiental de plomo se establece en 150 µg/m³ de aire referido a 8 horas diarias, la abundancia de Plomo en la corteza terrestre es de 13ppm. El Plomo puede terminar en el agua y suelos a través de la corrosión de las tuberías de Plomo en los sistemas de transporte y a través de la corrosión de pinturas que contienen Plomo, el Plomo se acumula en organismos acuáticos y organismos de suelos en donde estos experimentarían efectos en su salud por envenenamiento (Pacotaype, 2014)

La concentración elevada de plomo genera enfermedades como las alteraciones neurológicas, nefrotoxicidad, anemia, cáncer de riñón (Picazo, 2014), intoxicación aguda acompañada de alteraciones digestivas, dolores epigástricos y abdominales, vómitos, alteraciones renales y hepáticas, convulsión y coma. En tanto Hernández (2014) menciona que la intoxicación crónica puede involucrar neuropatías, debilidad y dolor muscular, fatiga, cefalea, alteraciones del comportamiento, parestesias, alteraciones renales, aminoaciduria, hiperfosfatemia, nefritis crónica, encefalopatía, irritabilidad, temblor, alucinaciones con pérdida de memoria, cólicos y alteraciones hepáticas.

➤ **Plomo (Pb) en el suelo**

El Plomo es uno de los metales que más contaminan el medio ambiente en países industrializados y se encuentra ampliamente distribuido en zonas urbanas y constituye uno de los problemas de salud más serios para la población humana (Vargas-Palominos, Martínez-Trujillo, Ortiz-Castro y López-Bucio, 2007), las diferentes investigaciones señalan distintos límites máximos permisibles para el plomo en el suelo, la Comunidad Económica Europea (citado por Hernández, 2014) determinó que la concentración de plomo en el suelo se tiene que encontrar de 50-300ppm para ser considerados como normal y Pacotaype (2014) menciona que el valor límite de la concentración ambiental de Plomo en suelo es de 2.6 a 25 ppm, superado estos límites el plomo ya es un riesgo para la salud.

➤ **Plomo (Pb) en las plantas**

Algunas especies que acumulan Plomo pueden llegar a intoxicarse, a medida que se aumenta la dosis en el suelo hasta niveles menores a 1000 mg/kg de Pb en el suelo, tiende a incrementarse rápidamente en los órganos de la planta que éstas no lo toleran y mueren (Kabata-Pendias., 2000). Además, Lerda (1992, citado en Prieto et al. 2009) menciona que el Pb reduce el crecimiento radicular y la frecuencia de células mitóticas y el incremento de la frecuencia de células aberrantes en *Allium cepa* (cebolla), en algunas plantas el Pb es capaz de acumularse principalmente en las raíces siendo mínima su presencia en otras partes u órganos de los cultivos, aunque El Plomo no es un elemento esencial o veneficioso para las plantas y animales, es un veneno bien conocido para los mamíferos (Vargas, 2006), éste es incorporado en éstas mediante la unión a los compuestos de la pared celular y posteriormente es internalizado a las células por mecanismos que no han sido elucidados (Song, 2003), uno de los síntomas de la toxicidad ocasionada por el Plomo es la disminución del crecimiento de la raíz y las concentraciones letales exceden la concentración inhibitoria mínima (250 M) en menos de 10 veces (Ivanov, 2003), es un veneno bien conocido para los mamíferos (Vargas, 2006).

1.5. Suelo

El suelo es un cuerpo natural que constituye un sistema dinámico cuyas características se desarrollan en un material original y mineral (Hernández, 2011), y realiza un gran número de funciones, ambientales, económicas, sociales y culturales siendo esencial para la vida, es conocido como un recurso natural frágil y no renovable, lo que resulta difícil y costoso recuperarlo, e incluso tratar de mejorar sus propiedades después de haber sido alterado (Picazo, 2014), es por ello que la contaminación de los suelos por metales pesados es uno de los problemas ambientales más serios con consecuencias significativas para la salud humana (Alloway, 1995).

1.5.1. Contaminación del suelo

La concentración nociva de metales y otros residuos en los suelos es una degradación especial denominada contaminación (Picazo, 2014), también se podría decir que un suelo contaminado es aquel donde se encuentran presentes uno o más materiales peligrosos y/o residuos de índole tal que pueden construir un riesgo para el ambiente y la salud (Medina, Vallejo y Rocha, 2001). Además, Knox, Gamerdinger, Adriano, Kolka, Kaplan, (1999) se refieren a un suelo contaminado como, un suelo cuyo estado químico se desvía de la composición normal pero no tiene un efecto negativo hacia los organismos. En los suelos se pueden encontrar diferentes metales, formando parte de los minerales propios; como el Silicio (Si), Aluminio (Al), Hierro (Fe), Calcio (Ca), Sodio (Na), Potasio (K), Magnesio (Mg) y Manganeso (Mn), aunque este último generalmente se presenta en el suelo como óxido y/o hidróxido, formando concreciones junto a otros elementos metálicos, algunos de estos metales son esenciales en la nutrición de las plantas, como el Mn, imprescindible en el fotosistema y activación de algunas enzimas (Mahler, 2003). En el suelo, los metales pesados pueden estar presentes como iones libres o disponibles en forma de compuestos de sales metálicas solubles, insolubles o parcialmente solubilizables como óxidos, carbonatos e hidróxidos (Pineda, 2004). La actividad minera en Madre de Dios, extrae elementos metálicos desde el subsuelo, elevando su concentración en la superficie. Además, los

desechos mineros depositados en la superficie son fuentes potenciales de contaminación por su inestabilidad (Reyes, 2006). Los suelos contaminados inhiben el proceso de formación de los suelos y su desarrollo de las plantas (Wong, 1982) capaces de generar consecuencias ecológicas por la contaminación de metales pesados, que se relacionan con su forma química y física en que se encuentran estos elementos metálicos, esta dinámica se describe mediante procesos de adsorción y desorción que dependen de la forma química del metal y están controlados por factores físicos, químicos y biológicos del suelo, que juegan un papel muy importante en la solubilidad del elemento, tales como el pH, la presencia de ligando orgánicos e inorgánicos producto de la descomposición de la materia orgánica, presencia de fosfatos, así como también del contenido y tipo de arcilla presente en el mismo (Sánchez et al., 2011).

Los metales pesados poseen una alta persistencia en el ambiente, baja solubilidad en la biota (Alloway, 1995), la acumulación máxima de los metales pesados se encuentra a una superficie de 35 a 40 cm y en los primeros 5 centímetros existe la posibilidad de eliminar los problemas de toxicidad para las plantas utilizando especies con un sistema radicular ubicado a mayor profundidad (Seoáñez, 1999), la toxicidad de los metales impacta la calidad y el rendimiento en la producción de los cultivos y afectar la salud del medio ambiente ya que estos se mueven a través de la cadena alimenticia (Sánchez et al., 2011). La recuperación de los suelos contaminados por metales pesados mediante métodos físicos y químicos tradicionales demandan grandes inversiones de recursos tecnológicos y económicos (Susarla, 2002), la utilización de especies maderables para recuperar los suelos contaminados podría ser efectiva si estos son capaces de extraer los metales pesados del suelo con la ayuda de fertilizantes. El uso de fertilizantes genera incremento de algunos compuestos en los suelos, que en ocasiones han causado algunos cambios en las características y otros como los nitrogenados que incluyen los nitratos, de amonio (NH_4NO_3) y de sodio (NaNO_3), la urea ($(\text{NH}_2)_2\text{CO}$), el fosfato de amonio ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$), los polifosfatos amónicos, entre otros, aportan al suelo los nutrientes básicos para el desarrollo de las plantas (Baur, 2004), permitiendo que aumenten la disponibilidad de los mismos, ya que son productos todos solubles en agua, estos tienen algunos inconvenientes para los suelos, entre ellos pueden contener residuos de metales pesados como impurezas.

1.6. La planta

Es un componente del ecosistema y específicamente, de la parte biológica del ecosistema, pero desde el momento en que vive junto a otros organismos, tanto vegetales como animales, y tiene algún grado de influencia sobre ellos para ser también un factor del medio ambiente operacional o potencial cuyo los efectos sobre otros organismos pueden ser positivos, negativos y también neutros (Zegers, 2004), las plantas han desarrollado distintas estrategias para evitar la toxicidad de metales pesados en general, la tolerancia a metales viene determinada por la reducción del transporte del mismo al interior de la célula y/o una mayor capacidad para secuestrar metales como el As, Pb, Cd y Hg. (Rodríguez-serrano et al., 2008), además han desarrollado mecanismos altamente específicos para absorber, translocar y acumular nutrientes; sin embargo, algunos metales y metaloides no esenciales para los vegetales son absorbidos, translocados y acumulados en la planta debido a que presentan un comportamiento electroquímico similar a los elementos nutritivos requeridos (Lasat, 2000). Cabe mencionar que todas las plantas absorben metales del suelo donde se encuentran pero en distinto grado, dependiendo de la especie vegetal y de la concentración de metales en el suelo, las plantas pueden adoptar distintas estrategias frente a la presencia de metales en su entorno y almacenarlas en sus tejidos (Baker, 1981 y Prieto et al., 2009), algunas plantas basan su resistencia a los metales con la estrategia de una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea, otras acumulan el metal en la parte aérea en una forma no tóxica para la planta, la exclusión es más característica de especies sensibles y tolerantes a los metales y la acumulación es más común de especies que aparecen siempre en suelos contaminados, algunas plantas son capaces de acumular cantidades excesivas de metales pesados, y se les conoce con el término "hiperacumuladoras"(Brooks, 1977).

Las plantas hiperacumuladoras generalmente tienen poca biomasa debido a que ellas utilizan más energía en los mecanismos necesarios para adaptarse a las altas concentraciones de metal en sus tejidos (Kabata-Pendias, 2000). Además, pueden superar en 100 o más veces los valores normales de metales acumulados, estas son especies muy tolerantes a uno o más metales pesados y a menudo su distribución está restringida a suelos ricos en un amplio rango de concentraciones de metales, pues no son competitivas en

zonas no contaminadas (Baker, 1981), podemos encontrar más de 400 especies de plantas repartidas en 45 familias botánicas, siendo la familia Brassicaceae una de las que cuenta con más géneros de este tipo (Baker, McGrath, Reeves, Smith, 2000).

1.6.1. Metales pesados en las plantas

Las plantas tienen un comportamiento complejo en su capacidad para absorber metales, acumularlos y tolerarlos (Hernández, 2014). Por ello, la absorción de metales pesados por las plantas es generalmente el primer paso para la entrada de éstos en la cadena alimentaria, la absorción y posterior acumulación dependen en primera instancia del movimiento (movilidad de las especies) de los metales desde la solución en el suelo a la raíz de la planta (Prieto et al., 2009).

Las plantas tienen una gran capacidad de adaptación siendo capaces de crear mecanismos para tolerarlos, ligando los metales a las paredes celulares, como también los introducen en las vacuolas o simplemente lo compleja con ácidos orgánicos y otras plantas sufren adaptaciones enzimáticas que les permiten realizar sus funciones en presencia de cantidades elevadas de metales pesados (Hernández, 2014). Además, Los metales pesados como iones libres, pueden tener acción directa sobre los seres vivos lo que ocurre a través del bloqueo de las actividades biológicas, es decir, la inactivación enzimática por la formación de enlaces entre el metal y los grupos -SH (sulfhidrilos) de las proteínas, causando daños irreversibles en los diferentes organismos (Wang, 1992). La toxicidad de los metales para las plantas depende de diferentes factores del suelo, el pH, materia orgánica, estatus nutricional. Para elucidar el comportamiento de los metales pesados en los suelos y prevenir riesgos tóxicos potenciales se requiere la evaluación de la disponibilidad y movilidad de los mismos (Banat, 2005). La toxicidad de los metales depende no sólo de su concentración, sino también de su movilidad y reactividad con otros componentes del ecosistema (Abollino, Aceto, Malandrino, Mentaste, Sarzanini, Barberis, 2002). Los metales pueden llegar a las plantas por el suelo, agua o del aire (Calderon y Concha, 2010). En el aspecto biológico, los metales pesados son una connotación de

toxicidad en el ecosistema, siendo los principales contaminantes industriales el Cd, Hg, Pb, Cr, Cu y Zn, que permanecen en fase disuelta en el agua y suelo (Reyes, 2006).

Ross y Kaye (1994, citado en Hernández, 2014) mencionan que las plantas se clasifican en función de su comportamiento ante la presencia de metales en el ambiente en tres tipos, las excluyentes que restringen la entrada o la traslación de metales tóxicos que les permite vivir en ambientes con elevadas concentraciones de metales, las indicadoras que reflejan el incremento de metal producido en el entorno (Hernández, 2014) y las especies acumuladoras que incrementan activamente los metales en sus tejidos. Las actividades antropogénicas como la industria minera, está catalogada como una de las actividades que genera una mayor proporción de metales pesados (Pineda, 2004).

1.6.2. Incorporación de los metales a la planta

El tipo de metal y su concentración en la solución del suelo representan los factores que afectan en la absorción, el transporte desde la superficie de la raíz hasta la raíz misma (a través de la rizosfera) y su translocación de la raíz a los brotes de la planta. Asimismo, La absorción de los metales pesados por la planta puede ser, pasiva (no metabólica) involucra difusión de iones de la solución del suelo hacia la endodermis de la raíz, o la activa que tiene lugar en contra del gradiente de concentración por lo que requiere energía metabólica y puede ser inhibida por toxinas, dadas las condiciones de dispersión de los metales existirán diferentes coeficientes de transferencia del suelo hacia la planta (Calderon y Concha, 2010).

Vargas (2006) Menciona que actual mente no se conocen mecanismos específicos de absorción de metales pesados por las membranas vegetales. Sin embargo, se sabe que por difusión y Flujo de masa e intercambio catiónico, los metales alcanzan fácilmente la raíz para seguir la ruta plástica o una ruta simplástica, este órgano constituye la entrada principal de metal pesado en plantas superiores, y posee cargas negativas en sus células rizodermicas, pertenecientes a los polímeros como los grupos carboxilo del ácido péctico y diversas proteínas estructurales y enzimáticas. Estas cargas negativas al unirse al unirse en el espacio de la rizófora a cargas positivas como de los cationes metálicos de Pb^{+2} , estos

forman una interface en equilibrio. Los cationes entran por la pared celular, que es hidrófila y facilita el transporte de intercambio de iones y una vez allí, se unen a las cargas negativas de la pared celular y son transportados radicalmente en parte por la vía apoplastica y en parte por la vía simplastica. Igualmente, Vargas (2006) menciona que todo el metal pasa apoplasticamente hasta la zona vascular (tallo y hoja), lo que no sucede con las raíces adultas, donde la diferenciación de tejidos y formación de endodermis y exodermis obliga a abandonar la vía apoplastica y utilizar la simplastica.

Kabata-Pendias, (2000) menciona que uno de los mecanismos de ingreso de sustancias potencialmente tóxicas como los metales pesados a las plantas, es mediante la absorción foliar y la disponibilidad a través de las hojas de algunos elementos traza provenientes de fuentes aéreas puede tener un impacto significativo en las plantas.

1.7. Ecología de las poblaciones vegetales

La población es el conjunto de individuos de una misma especie en un sitio determinado, en estos individuos es posible el intercambio genético como son la composición y estructura de poblaciones de árboles, la ecología de poblaciones nos permite entender mejor los factores que influyen en el nacimiento de los individuos. Tradicionalmente se han definido grupos ecológicos que permiten, en cualquier bosque reconocer y agrupar que poseen características biológicas y ecológicas similares. Entre otras, han basado sus clasificaciones en la tolerancia a la sombra; o sea, la capacidad de las plantas para fotosintetizar con bajos niveles de radiación lumínica. Siguiendo la misma línea, dividen los árboles básicamente en dos grupos: Pioneros o nómadas y tolerantes a la sombra denominados especies clímax (CATIE, 2001).

1.7.1. Importancia de las especies pioneras

En este grupo se encuentran también los pioneros durables, que sobreviven por mucho tiempo y a menudo se encuentran como emergentes del bosque, Igualmente se distinguen diferentes grupos según sus necesidades de iluminación durante su vida: heliófitas efímeras son las especies intolerantes a la sombra con características típicas de la estrategia “r” de reproducción masiva y precoz, de crecimiento rápido en buenas condiciones de luz y tienen vida corta como ejemplo tenemos el género *Ochroma*, *Cecropia*, *Trema* etc. Y por último tenemos a las Heliófilas durables son especies intolerantes a la sombra, de vida relativamente larga. Las semillas mantienen la viabilidad por menos tiempo que las heliófitas efímeras. Además de colonizar espacios abiertos pueden regenerarse en claros pequeños por ejemplo tenemos a la *Ceiba pentandra*, *Cedrela odorata*, *Swietenia sp.* Entre otras (CATIE, 2001).

1.8. Descripción de las especies

1.8.1. *Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lam.) Urb.

Esta especie es un árbol de 10 a 30 m de altura, comúnmente llamado topa, que pertenece a la Familia Bombacáceae (estudios moleculares recientes consideran esta especie dentro de la familia Malvácea), crece a bajas y medianas elevaciones, en bosques secos, húmedos o muy húmedos, desde el sur de México, en Perú, hasta Bolivia y Brasil, se puede encontrar en las orillas de los caminos, carreteras y márgenes de los ríos, en suelos con alto contenido de materia orgánica y arena. Su crecimiento es muy rápido, las plántulas pueden alcanzar 25-30 cm de altura en un tiempo de 3 meses, son heliófilas por lo que requieren luz plena durante su desarrollo inicial. Asimismo, se encuentran dentro de la vegetación secundaria temprana, en zonas con alteración antropogénica, se encuentra distribuida en ámbitos con pluviosidad elevada y constante, pero también en zonas con una estación seca marcada (Román, Liones, Sautu, Deago y Hall, 2012; Yamamoto y Barra 2003). Sus hojas caen durante la estación seca y fructificación a fines de esta, es polinizada por murciélagos

frugívoros y hay indicios de que la polinización cruzada entre individuos diferentes promueve la formación de mayor cantidad de semillas por fruto, la madera es de buena calidad, durable, aunque muy blanda y muy liviana, Es tradicionalmente empleada en la región amazónica para construir balsas por su excelente flotabilidad (Yamamoto y Barra 2003).

Importancia ecológica.- Especie Secundaria, muy apropiada para introducir su cultivo en acahuales y terrenos abandonados (producto del sistema roza-tumba-quema). Forma generalmente rodales puros, esta especie recomendada para la protección y estabilización de suelos, para el control de la erosión y la rehabilitación de suelos degradados (Lozada, 2000). Además, las flores alimentan y atraen abejas y otros insectos por lo que contribuyen a la alimentación de aves insectívoras. Los frutos alimentan aves frugívoras, semilleros, loros y murciélagos (Prieto, 2008).

1.8.2. *Ceiba pentandra* (L.), Gaerth

Árbol de 20 a 50 m de altura, perteneciente a la familia Bombacaceae (estudios moleculares recientes consideran esta especie dentro de la familia Malvacea), la especie crece a bajas elevaciones, en bosques secos, húmedos o muy húmedos, desde México hasta Bolivia. Es común de bosques secundarios en donde florece y fructifica de noviembre a marzo, las semillas son dispersadas por el viento y dejan caer sus hojas durante la estación seca (Román, 2012).

Especie de hábito heliófilo, se presenta en el estrato dominante en selvas primarias y perturbadas del neo-trópico, y es resistente a la sequía y tolera inundación temporal, sus hojas caen durante la temporada seca, generando una cobertura de hojarasca en el suelo que mejora su fertilidad, es polinizada por murciélagos frugívoros, los cuales son uno de los agentes principales de dispersión de semillas tropicales, por lo que esta especie puede jugar un papel importante en la recuperación de áreas degradadas. Además, de ser una especie maderable, esta ha sido cultivada en Asia en plantaciones comerciales para la obtención de la fibra algodonosa que rodea las semillas (Reynel, Pennington, Pennington, Flores y Daza, 2003).

Importancia Ecológica.- Es una especie agresiva que con frecuencia crece en terrenos talados y abandonados, así como a orilla de los caminos. Controla y conserva la erosión del suelo, mejora la fertilidad del suelo con sus hojas en las épocas secas formando una cobertura de hojarasca, rehabilita las tierras degradadas (Lozada, 2000).

Especie productora de néctar y polen, por lo que es visitada por una amplia variedad de insectos, aves melíferas y murciélagos que actúan como sus polinizadores. Además, sus frutos, semillas y retoños alimentan diversas especies de loros, mamíferos e insectos (Lozada, 2000).

Es una especie que por su gran tamaño y alta longevidad es un ecosistema en sí misma, ya que sus hendiduras y ramas están pobladas por muchas especies de orquídeas, helechos y bromélias. A las iguanas y otros reptiles les gusta asolearse en las ramas más altas de las ceibas. Su influencia en la diversidad y abundancia de la flora y la fauna nativas es muy notable. Árbol en el que, por su gran altura, anidan frecuentemente algunas especies de aves rapaces, y diversas especies de loros (Prieto, 2008).

1.8.3. *Erythrina ulei* Harms.

Es un Árbol de la familia Fabáceae, es heliófita de crecimiento rápido, frecuente en bosques secundarios, en suelos de textura, acidez y fertilidad variables, a veces temporalmente inundables, este árbol alcanza los 30 metros de altura, con fuste cilíndrico tiene una corteza externa agrietada color marrón verdoso a ocre, posee hojas compuestas trifoliadas alternas y dispuestas en espiral con flores vistosas de color rojo intenso sus hojas caen durante la estación seca se distribuye en la amazonia de Ecuador Colombia, Brasil y Perú, mayormente debajo de los 1200 msnm, se le observa en ámbitos con pluviosidad elevada y constante, pero también en zonas con una extensión seca marcada, la madera es de regular calidad, blanda y liviana. Es apta para cajonería y carpintería ligera y, o es muy durable, esta especie en general tiene la propiedad de enriquecer notablemente el suelo, incorporando nitrógeno a este gracias a sus nódulos radiculares (Reynel, Pennington, Pennington y Daza, 2007).

Importancia ecológica.- Especie óptima para conservación de suelos, control de la erosión y recuperación de terrenos degradados, pues posee una alta capacidad para fijar el nitrógeno al suelo, especie utilizada en la restauración de áreas erosionadas, inclusive donde hubo canteras, protege conserva y rehabilita los nacimientos y los cuerpos de agua, además las flores y rebrotes alimentan loros, cotorras y pericos como el perico, además de alimentar y atraer variada fauna dentro de la que se destacan los murciélagos, aves melíferas, insectívoras y frugívoras (Prieto, 2008).

1.8.4. *Apeiba membranacea* spruce ex benth.

Especie de la familia Tiliaceae (estudios moleculares recientes consideran esta especie dentro de la familia Malvacea), árbol de 10 a 30 m de altura, crece a bajas y medianas elevaciones, en bosques húmedos o muy húmedos, desde Honduras hasta Bolivia, es común en las regiones lluviosas del este y el oeste del país en donde florece y fructifica de septiembre a mayo, Las plántulas pueden alcanzar 25 30 cm de altura en un tiempo de 3 meses. Requieren luz plena durante su desarrollo inicial. (Román, 2012).

Árbol de Tronco recto, acanalado y con ritidoma que se desprende en placas pequeñas, la corteza interna es de color amarillento, de textura fibrosa y cribosa, de donde se obtienen fibras que se emplean como lazos, hojas simples alternas elíptico ovadas de ápice acuminado presencia glabras en el haz y escamosas en el envés donde presenta grupos de pelos en las axilas de los nervios secundarios, estípulas caedizas, las flores son de color amarillo, hermafrodita y agrupado en panículas terminales, el fruto es en cápsula comprimida, negra cuando está madura, con tricomas rígidos pero no punzantes, el cual contiene semillas negras, pequeñas, de germinación en las mismas cápsulas, crece en las formaciones vegetales bosque muy húmedo premontano (bmh-P) en transición a bosque húmedo tropical (bh-T) a una altura sobre el nivel del mar entre 100 a 1000 m. (Reynel et al., 2003). **Importancia ecológica.-** Especie heliófita durable de crecimiento regular, se encuentra en los claros naturales del bosque primario, donde alcanza hasta 1,2 m de diámetro, se prefiere suelos profundos, de textura arcillosa a franco arcillosa, con buen drenaje. Tolera sitios húmedos, suelos ácidos y de baja fertilidad. No tolera climas secos

(COSUDE, 1991) Las semillas son dispersadas por diversos mamíferos y pájaros grandes. Los árboles de esta especie dejan caer parcialmente sus hojas durante la estación seca (Román, 2012).

1.9. Importancia de las especies.

Las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina uli* son especies nativas de la Región de Madre de Dios, además, comparten características de beneficio ecológico como: el rápido crecimiento ayudando a disminuir la erosión del suelo y la pérdida de humedad, la tolerancia a suelos ácidos, intervienen en la recuperación de suelos degradados por la actividad minera y son óptimos para la conservación de suelos. Así mismo, la disponibilidad de semillas, la facilidad de propagación y la distribución geográfica amplia en toda la América tropical son criterios importantes para la selección de estas especies para el experimento.

1.10. Zona de estudio

El presente estudio se realizó en la llanura amazónica o selva baja que abarca el 70% del ámbito departamental y se ubica a una altitud que varía desde 186 a 500 m.s.n.m. Según el proyecto de zonificación de Madre de Dios la localidad presenta un clima húmedo, bosque de terrazas altas aluviales.

Los suelos del bosque aledaños al área de estudio tienen pH= 3.69 (Román-Dañobeytia et al., 2015). Además, la llanura de Madre de Dios, litológicamente está constituida por arenas, limos, arcillas y conglomerados aluviales. Estos suelos son profundos, siendo los de mayor fertilidad los aluviales inundables que reciben aportes de nutrientes en los sedimentos que son depositados durante la fase de creciente de los ríos, como el Madre de Dios, Manu e Inambari, el Malinowski y el Tambopata (Vargas, 2001). En el rededor del área intervenida por la minería se puede encontrar una gran diversidad de especies de flora entre ellas se encuentran especies maderables como la Lupuna, tornillo, Quillobordon, Shihuahuaco, Quinilla, Cedro, Lagarto, Pumaquiro, Misa, etc.

CAPITULO II

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Ubicación.

La plantación se encuentra a 10 minutos de la localidad de Manuani dentro de las coordenadas descritas en la tabla (1), en el distrito de Inambari, Provincia de Tambopata, región de Madre de Dios. La presente investigación se realizó en las parcelas experimentales del consorcio Madre de Dios, en su proyecto denominado “consolidación de la capacidad regional de gestión ambiental en madre de dios para el siglo 21”, en el sector Manuani, dentro de la “Asociación de Moradores, Mineros Artesanales y Agricultores Cuenca del Río Manuani”. El acceso a la plantación de estudio es por la comunidad de Nueva Arequipa km 108 margen izquierda carretera Puerto Maldonado – Cusco, recorrido de media hora en moto lineal.

Tabla 1: Coordenadas de la plantación experimental.

Descripción	Coordenadas Geográficas	
	Este	Norte
Bloque 1	0380899	8564973
Bloque 2	0380862	8564917
Bloque 3	0389748	8564884
Bloque 4	0380714	8564873

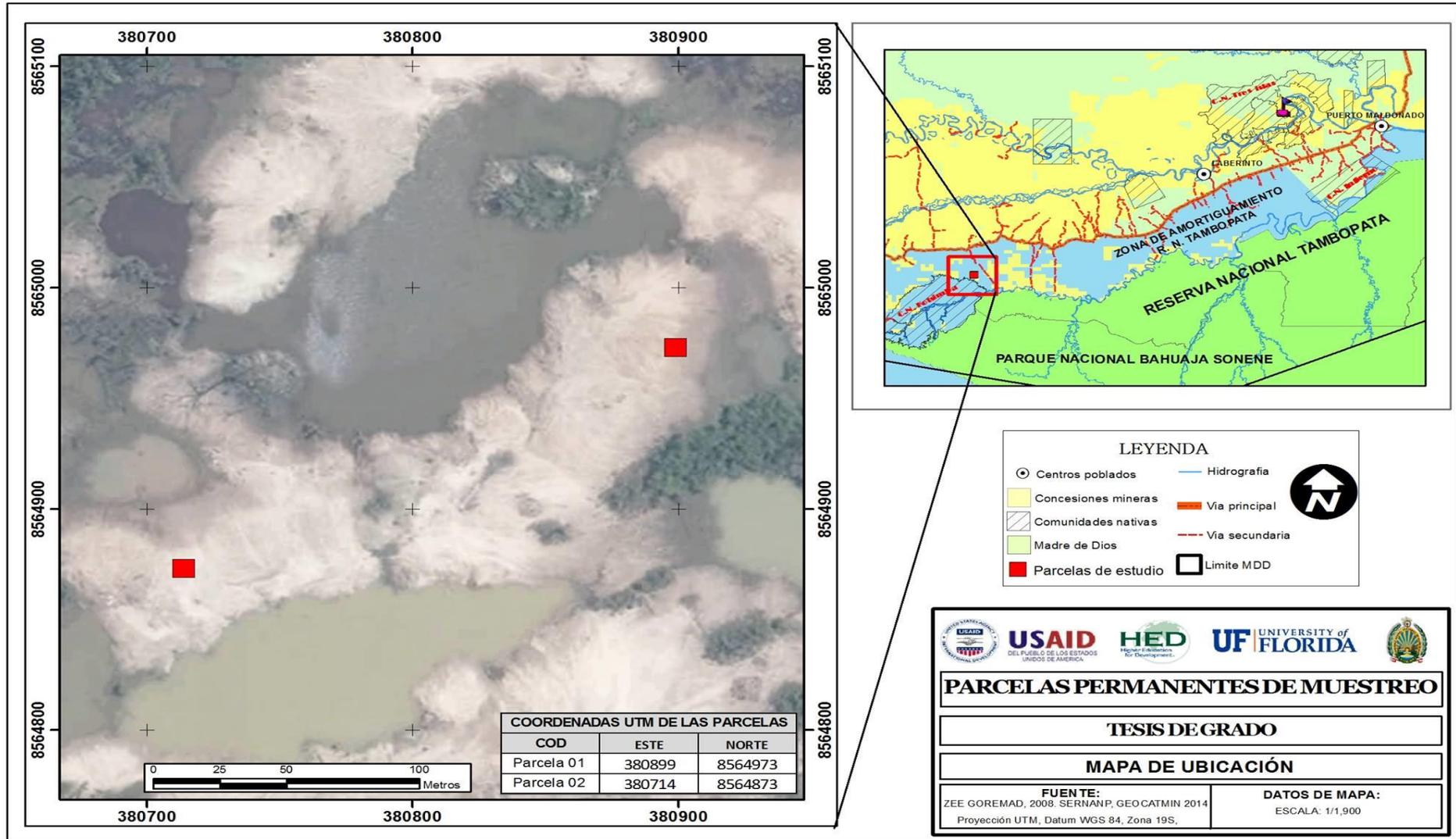


Figura 1: Mapa de ubicación

2.2. Área de estudio

2.2.1. Antecedentes del área de estudio

Originalmente en la zona de estudio presentaba bosque, los comuneros aprovechaban las especies maderables producto de ello todavía existe la concesión Forestal y/o Reforestación otorgado al señor Juan Apaza Quispe, contrato N° 17-TAM/C-FYR-A-034-2006, cuyo perímetro abarca el área de estudio.

2.2.2. Características Físico químicas del suelo de la plantación

El 87.3% del suelo de la plantación es arena, 7% limo y el 5.8% es arcilla, estos datos muestran que el suelo de la plantación es arenoso con un pH 4.3 y un 0.25% de materia orgánica, además podemos decir que contiene 2.8 ppm de fósforo y 237.9 ppm de potasio (Román-Dañobeytia et al., 2015).

2.2.3. Población de la plantación

El experimento se inició a principios de la temporada de lluvias en diciembre de 2013 con un total de 1111 plántulas de seis especies que fueron plantados al azar con un espaciamiento de 3 x 3 m con una superficie total de 1 ha.

Para el 2015 la plantación de cuatro parcelas y doce sub parcelas, cuenta con un total de 847 individuos correspondiente a cuatro especies, de los cuales la especie *Apeiba membranacea* cuenta con 97 individuos, *Ochroma pyramidale* con 36 individuos, *Ceiba pentandra* con 537 individuos y *Erythrina ulei* con 183 individuos.

2.2.4. Tratamientos aplicados en la plantación.

Aproximadamente 1 kg de compost orgánico fue incorporado en la base de todos los agujeros donde se instalaron las plántulas. Además; la plantación ha sido tratado con biofertilizante, este experimento se produce de acuerdo con Restrepo (2001, citado en Román-Dañobeytia et al., 2015) y contenía macro nutrientes (N, P, K , Ca , Mg , S), micronutrientes (Cu , Zn , Fe , B y Mn) y microorganismos beneficiosos del suelo (bacterias, hongos, levaduras y bacterias fijadoras de nitrógeno), el biofertilizante se aplicó de la siguiente manera: 1) el control , sin ninguna oferta de biofertilizante ; 2) diluido , que representa la incorporación de 0.5 litros por planta de un biofertilizante diluido (1:10 H₂O) ; y 3) puro, que no se le incorpora agua al biofertilizante (Román-Dañobeytia et al., 2015).

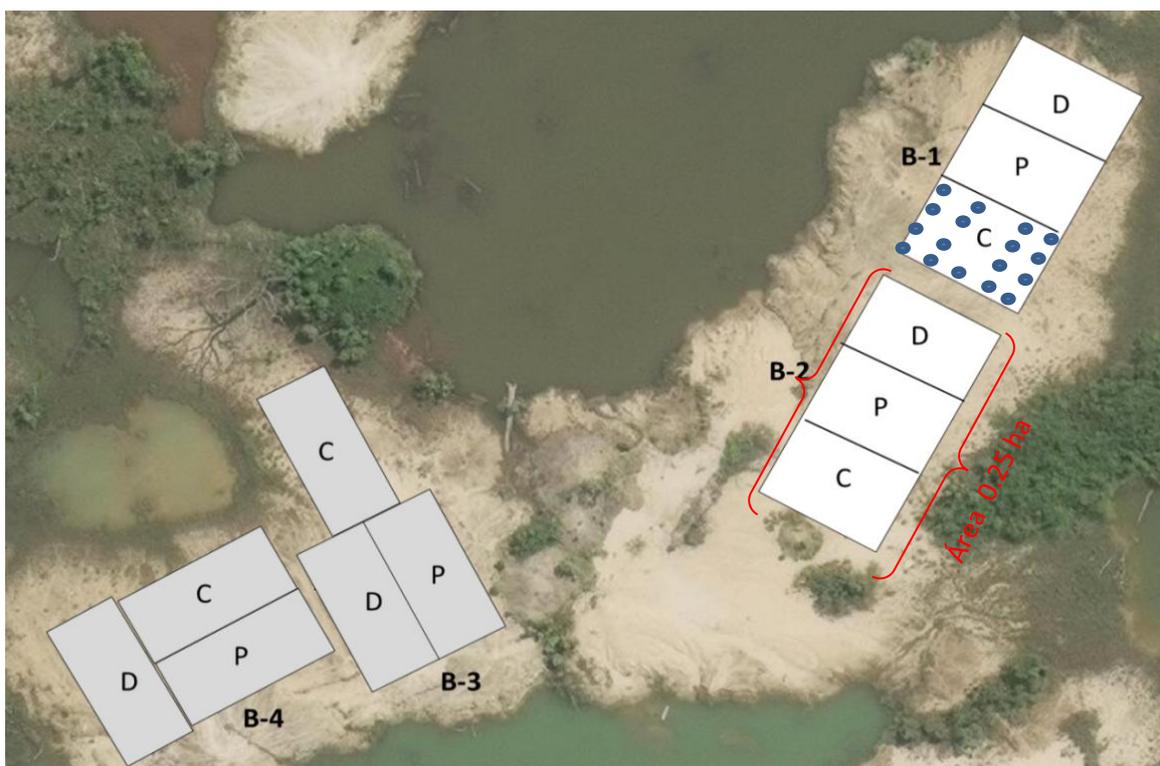


Figura 2: Diseño de la plantación.

Fuente: (Román-Dañobeytia et al., 2015)

- Color blanco = método a raíz desnuda
- color plomo = método de trasplante.
- Parcelas de: D = Diluido; P = Puro; C = Control

- B-1 = Bloque1; B-2 = Boque 2; B-3 = Bloque 3; B-4 = Bloque 4

2.3. Variables de estudio.

En la tabla 2, se muestra las variables dependientes e independientes del estudio.

Tabla 2: Variables de la investigación

Variables cuantitativas	
Dependientes	Independientes
Desarrollo	Fertilizante
Concentración de metales	Especies
Concentración de metales	Tejidos
Concentración de metales	Fertilizante
Concentración de metales	Método de siembra

2.4. De las especies.

El consorcio Madre de Dios-USAID responsables de la instalación de las parcelas, que ejecutaron mediante el proyecto “consolidación de la capacidad regional de gestión ambiental en madre de dios para el siglo 21”, identificaron los arboles semilleros de las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei*, recolectaron las semillas, propagaron en vivero hasta llevarlo a campo definitivo.

2.5. Toma de medidas Dasométricas.

Las variables dasométricas nos permitirán conocer el desarrollo de la plantación, en diámetro y la altura.

Medición de altura: En la figura 3 se observa que la medición de la altura se realizó con una Wincha métrica a partir de ras del suelo hasta el ápice del individuo.



Figura 3: Medición de la altura

Medición del diámetro: el diámetro se realiza al ras del suelo utilizando un vernier como se muestra en la figura 4.



Figura 4: Medición de diámetro

2.6. Muestras vegetales

2.6.1. Tamaño de muestra

Después del censo realizado se determinó que la población en los 4 bloques fue de 781 individuos, además, se encontró que el número de individuos de las especies dentro de las parcelas es heterogéneo, por ello, el tamaño de muestra se determinó por el método de muestreo estratificado con fijación proporcional. Se determinó 5 individuos como muestra por parcela, con un total de 60 muestras para las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei* (el número de muestra de las especies dentro de cada parcela se muestra en el “Anexo 1”). En total se determinó, 12 muestras de *Apeiba*

membranacea, 30 muestras de *Ceiba pentandra*, 12 muestras de *Ochroma pyramidale* y 12 muestras de *Erythrina ulei*, para colectar.

2.6.2. Extracción de las muestras.

Los individuos seleccionados se extrajeron con cuidado de no dañar las raíces, estas se limpiaron y se separó la raíz del tallo, se embolsaron, etiquetaron y se los mantuvo en un ambiente fresco (sombra) y al concluir se trasladó hasta la ciudad de Puerto Maldonado. En la figura (5) se muestra el diámetro y la distancia del tallo hasta el hueco para no dañar las raíces, en la figura 6 se está realizando el hueco para hacer posible la extracción de la plántula sin dañarla y en la figura (7) se extrae la muestra con todo el suelo para ser limpiado sobre un polietileno sin dañar las raíces secundarias.



Figura 5: Protegiendo las raíces



Figura 6: Ahoyado para extraer la muestra



Figura 7: Extracción de la muestra



Figura 8: Fraccionamiento de la muestra

2.6.3. Preparación de las Muestras.

La preparación de las muestras se realizó en la ciudad de Puerto Maldonado en ambiente fresco divididas de la siguiente manera: las hojas (sin peciolo), las raíces (raíces secundarias y pelos absorbentes), y el tallo (tallo y raíces primarias). Las muestras se secaron en sombra a temperatura ambiente, las muestras fueron embolsadas en papel periódico con su etiqueta correspondiente y se enviaron al laboratorio de ensayo SNA “Servicios Analíticos Generales S.A.C”. Acreditado por el organismo peruano de acreditación INDECOPI.



Figura 9: Preparación de las muestras vegetales

2.7. Muestreo de suelo:

Las muestras de suelo fueron tomadas de cada muestra vegetal, a una profundidad de 30 cm, se juntaron cinco muestras que corresponde a una subparcela para hacer una muestra compuesta de 500 g. Según la FAO (2009) en el muestreo se deben dar y registrar el código y la profundidad de muestreo; además, recomienda que el número dado de la muestra, sea el número del perfil del suelo seguido por una letra mayúscula (A, B, C, D, etc.) y el rango de profundidad a la cual cada muestra ha sido tomada, las muestras nunca se toman en los límites de los horizontes y el peso de cada muestra es usualmente 1 kg (figura 9)



Figura 10: Muestreo de suelo

2.8. Análisis químico en el laboratorio.

Los análisis de los metales en el suelo y en los tejidos vegetales se realizaron en el laboratorio de ensayo SNA “Servicios Analíticos Generales S.A.C” mediante el método denominado Método EPA 200.7, Rev.4.4. Versión EMMC. Determinación de metales y elementos traza en agua y Wates por plasma de acoplamiento inductivo - espectrometría de emisión atómica. 1994. Los ensayos se realizaron para los metales (Aluminio, Antimonio,

Arsénico, Bario, Boro, Berilio, Cadmio, Calcio, Cerio, Cromo, Cobalto, Cobre, Hierro, Plomo, Litio, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Níquel, Fósforo, Potasio, Selenio, Plata, Sodio, Estroncio, Talio, Estaño, titanio, Vanadio, Zinc) Con la unidad de medida “mg/kg”.

2.9. Análisis estadísticos.

La variabilidad de los metales pesados en los tejidos vegetales, se determinó utilizando el software SPSS 21, aplicando el diseño estadístico ANOVA (análisis de varianza) con el objetivo de contrastar si existen diferencias entre las medias, a posteriori, se aplicó la comparación de pruebas múltiples (Tukey).

Los análisis para conocer la bioacumulación se realizaron con el software SPSS 21, donde se determinó la desviación típica acompañado de la concentración máxima y mínima del metal pesado en las especies. Además, se elaboró gráficos de barras con la finalidad de explicar mejor la diferencia de concentración de metales pesados en las especies.

La determinación del efecto del biofertilizante en la absorción de metales pesados se determinó mediante el software SPSS 21. Este análisis se utilizó los datos Dasométricos obtenidos en campo (promedio) y la concentración de metales pesados (promedio) según los tratamientos aplicados; así mismo, se elaboró Gráficos de barras de 95% IC de error al mismo que se le inserto un recta para conocer el comportamiento de los metales según los tratamientos aplicados.

CAPITULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La capacidad de la plantas para bioacumular metales varía según la especie Vig (2003), para ello primero se realiza una análisis estadístico utilizando el método estadístico Análisis de Varianza para determinar la variabilidad de la concentración de Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo en cada uno de los tejido (Raíz, Tallo, Hoja) en general.

En la bioacumulación se cuantifico la concentración de Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo en cada especie teniendo una concentración mínima y máxima de los metales mediante un análisis descriptivo; además, se muestra la desviación típica que indica la variación de la concentración del metal en las diferentes muestras evaluadas de la especie, este mismo procedimiento se realizó para determinar la bioacumulación de cada metal en los tejidos de cada especies forestal de manera específica.

Se realizaron análisis para conocer la influencia de método de siembra y la aplicación de fertilizante en la absorción de metales pesados para ello se utilizaron métodos descriptivos, el promedio de desarrollo de las especies y el promedio de la concentración acumulada de cada metal; además en cada grafica se insertó barras de error cuya variación muestra a un 95%. Por último se realizó un análisis para conocer el contenido de metales en el suelo y la variación de los metales en los cuatro bloques.

3.1. concentración de Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo en la raíz, tallo y hoja.

La concentración de Mercurio en la raíz, tallo y hoja no presenta diferencia estadísticamente significativa; sin embargo, la mayor acumulación de mercurio se presenta en el tallo seguido por la raíz, la concentración de mercurio en la hoja no supera los límites de detección del equipo (Tabla 3). Se puede considerar que las cuatro especies en estudio no presentan la capacidad de translocar el Mercurio hacia las hojas, la concentración de Mercurio en el tallo y la raíz se le atribuye a que estas especies son capaces de acumular este metal en el tallo asemejándose a lo encontrado en la especie

Gynerium sagittatum por Ortega-Ortega, Beltrán-Herrera y Marrugo-Negrete (2011), la especie *Polypogon monspeliensis* que presento diferencias estadísticamente significativas en la concentración de Mercurio en sus tejidos teniendo la mayor concentración en su raíz (Su et al, 2007), de igual manera se encontro en los resultado de Soiís-Valdez, Pérez-Arvizú y Garcés (2011) que demostraron que en el Maíz y Frejol acumularon Mercurio en la raíz con diferencia de que estas especies lograron translocar el metal a los granos, del mismo modo, Wang (2004) reporta que la especie *Salix sp.* Mayormente acumula Mercurio en su raíz. Las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei* por ser maderables podrian ser considerados como fitoextractoras ya que el Mercurio acumulado en el tallo se transportaria a otros lugares mas estables formando parte de la madera que normalmete llegaria a formar parte de los muebles o estructuras de viviendas sin tener un pronto regreso al suelo.

A diferencia del Mercurio, la concentración de Arsénico en la Raíz, Tallo y Hoja presento diferencia estadísticamente significativa, siendo su mayor concentración en la Raíz seguido por el tallo, el Arsénico al igual que el Mercurio no llego a superar los límites de detección para la concentración en las hojas (Tabla 3). La acumulación de Arsénico en la raíz y tallo se le atribuye a que estas especies presentan células que no permiten el paso de estos metales hacia las hojas ya que no son parte de sus Nutrientes. Todo lo contrario sucede en las especies *Petroselinum crispum* y el *Chenopodium ambrosoides* estudiadas por Prieto-García, (2005) registraron mayor acumulación de Arsénico en las hojas.

El Cadmio a diferencia del Mercurio y Arsénico, se concentra en la raíz, tallo y hoja con diferencia estadísticamente significativa, la mayor concentración de Cadmio se registró en la raíz al igual que el Arsénico. Sin embargo, Alfaro et al. (2012) demostro lo contrario en las especies *Beta vulgaris* y *Capsicum annum* que acumulan el Cadmio en las hojas y frutos, así mismo, Shah y Nongkynrich (2007, citado en Rodriguez-serrano et al. 2008) indica que la presencia de Cadmio en los tejidos se debe a una estimulación del transporte desde la raíz hacia la parte aerea de los metales acumulandolos en las vacuolas.

El plomo es el metal que presento mayor concentración a diferencia del Mercurio, Arsénico y Cadmio. Así mismo, el plomo en los tejidos presenta diferencia estadísticamente significativo; en consecuencia, el plomo al igual que el Cadmio se presenta en la raíz, tallo y hoja, presentando mayor concentración en raíz seguido por la

hoja y en menor cantidad en el tallo (tabla 3). Orroño, (2002) encontro el mismo crecimiento en la especie *Pelargonium hortorum* (raíz > hoja>tallo) con mayor acumulación en la raíz; además, Rodríguez, Rodríguez, Reyes, Cerda y Lara (2006) registraron concentraciones de plomo en las hojas de las especies *Nicotiana tabacum* > *Ricinus communis*> *Cenchrus ciliaris*> *Sorghum sudanense*> *Brassica campestris* > *Helianthus annus*.

El Mercurio encontrado en los tejidos vegetales se le atribuye al derrame en el momento de amalgación del oro y la baja concentración se le puede atribuir a la facilidad que puede tener este metal para lixiviarse ya que el suelo después de ser removido queda con una textura arenosa. El Arsénico y Cadmio se le puede atribuir a los residuos de baterías y otros materiales que se abandonan en las áreas de la actividad minera, una pequeña parte también se le podría atribuir al material extraído del subsuelo.

La elevada concentración de plomo en la raíz se le puede atribuir al derrame de hidrocarburos durante la actividad minera, también se puede decir que material extraído del sub suelo presenta grandes cantidades de plomo. Además, el plomo que se encuentra en las hojas una parte tiene como fuente el aire, ya que durante el desarrollo de la plantación las maquinarias usadas en la actividad minera estaban en funcionamiento emitiendo residuos de hidrocarburos al medio ambiente.

Tabla 3: Acumulación de metales pesados (promedio \pm desviación estándar) en los tejidos de las especies instaladas en un área degradada por la minería. Letras diferentes al lado de los promedios denotan diferencias estadísticamente significativas (Prueba de Tukey).

Metales	L.D.M mg/kg	Raíz	Tallo	Hoja	ANOVA	
					F	P
Mercurio(Hg)	0.10	0.01 \pm 0.04 a	0.07 \pm 0.55 <u>a</u>	0.00 \pm 0.00 a	0.888	0.413
Arsénico(As)	0.10	0.77 \pm 0.70 c	0.46 \pm 0.35 b	0.00 \pm 0.00 a	44.040	<0.05
Cadmio(Cd)	0.04	0.57 \pm 0.48 b	0.06 \pm 0.21 a	0.04 \pm 0.12 a	55.568	<0.05
Plomo (Pb)	0.04	2.03 \pm 0.98 b	0.22 \pm 0.26 a	0.29 \pm 0.12 a	180.419	<0.05

* Raíz, Tallo y Hoja: concentración en promedio del total de muestras de las cuatro especies para cada metal pesado (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo).

* Menor a 0.05: Indica diferencia significativa entre las concentraciones.

3.2. Bioacumulación de metales pesados en cuatro especies forestales.

3.2.1. Mercurio (Hg) en cuatro especies forestales.

La especie *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei*, fueron las únicas especies que absorbieron mercurio a diferencia de la especie *Apeiba membranacea* y *Ochroma pyramidale* que los contenidos de mercurio no alcanzaron a los límites de detección (Tabla 4), también se puede especular que estas especies no permiten el ingreso del Mercurio en su sistema.

En la *Ceiba pentandra* el Mercurio residió en su tallo en mayor cantidad a diferencia de su raíz y hoja que el mercurio no alcanzó a los límites de detección (Fig 11), el contenido de mercurio en el tallo llegó hasta 4.26 mg/kg en una sola muestra que se representa por el 3.6% de todas las muestras de tallo que se analizaron (Fig 12). A diferencia de las especies *Marrubium vulgare* y *Rumex induratus* estudiadas por Millán et al. (2007) que llegaron a concentrar hasta 67,2 mg/kg en el primero y 8.3 mg/kg, que superan a lo encontrado en las especies *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei*.

La especie *Erythrina ulei* registró su mayor acumulación de mercurio en la raíz a diferencia de su tallo y hojas que no superaron los límites de detección (Fig 11), se especula que la especie no transloca Mercurio a sus tejidos aéreos. El mercurio en la raíz concentró hasta 0.30 mg/kg en una muestra la raíz representado por el 7.7% de todas las muestras analizadas (Fig 12), se asemeja al estudio realizado por Millán et al. (2007) donde mostró una mayor acumulación de Mercurio en la raíz de la especie *Marrubium vulgare* y *Rumex induratus*.

El fenómeno de acumulación en dos muestras de tejido para diferentes especies y a elevadas cantidades, pudo ser provocado por la alta concentración de mercurio derramado en el suelo. Los trabajadores de la actividad eligen un lugar específico donde realizar el proceso de amalgación de oro que depende del agua, este se realiza en un radio de 1 metro, sin embargo el mercurio no se derrama de forma homogénea en ese radio, por lo que solo un individuo de cada especie registró Mercurio ya que estos se encuentran instalados a distancias mayores al radio afectado. Es de mencionar que las dos muestras se encontraron

en bloques diferentes y podemos especular que durante la actividad minera se eligieron dos lugares de amalgación.

Las concentraciones de mercurio encontrado en la *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei* está en un nivel toxico, según Reinmann y de caritat (1998, citado en Loredó, Ordóñez, Fernández-Martínez, Rucandio, 2006) mencionan que las concentraciones de Mercurio varían de 0.044 a 0.0060 mg/kg en plantas, Kabata-Pendias y Kabata (1992) menciona que las concentraciones normales de Mercurio en las plantas varía entre 0.005 y 0.170 mg/kg. Es muy importante tener en cuenta que los individuos con elevadas cantidades de mercurio no presentaban síntomas de toxicidad a un año de desarrollo en las áreas intervenidas por la minería. La especie *Ceiba pentandra* puede ser considerada como fitoextractora porque según Pilon-Smits (2005, citados en Orroño, 2002) estas plantas deben ser eficientes en translocar los metales desde las raíces a sus partes cosechables, este caso no se da para la especie *Erythrina ulei*. Con la ayuda de la especie *Ceiba pentandra* se pueden remover la concentración de mercurio en las zonas donde se realizó minería que es el principal objetivo de la fitorremediación (Saxena y col 1999, citados en Orroño, 2002)

Tabla 4: Bioacumulación de Mercurio en las especies instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera (mínimo y máximo indican la cantidad que se acumuló el Mercurio en las muestras analizadas)

Especie forestal	Metal	N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<i>A. membranacea</i>	Mercurio	35	0,00	0,00	0,0000	0,00000
<i>O. pyramidale</i>	Mercurio	18	0,00	0,00	0,0000	0,00000
<i>C. pentandra</i>	Mercurio	84	0,00	4,26	0,0507	0,46480
<i>E. ulei</i>	Mercurio	41	0,00	0,30	0,0074	0,04748

* Límite de detección del método: 0.10

* Mínimo: concentración inferior de Mercurio en las especies, no supera los límites de detección (0,0).

* Máximo: concentración superior

* N: número de individuos por especie

En la Figura (11) se presenta en promedio de todas las muestras analizadas, las dos especies que no tienen barras indican que no registraron mercurio o no sobre pasaron los límites de detección del método (0.10) para el mercurio.

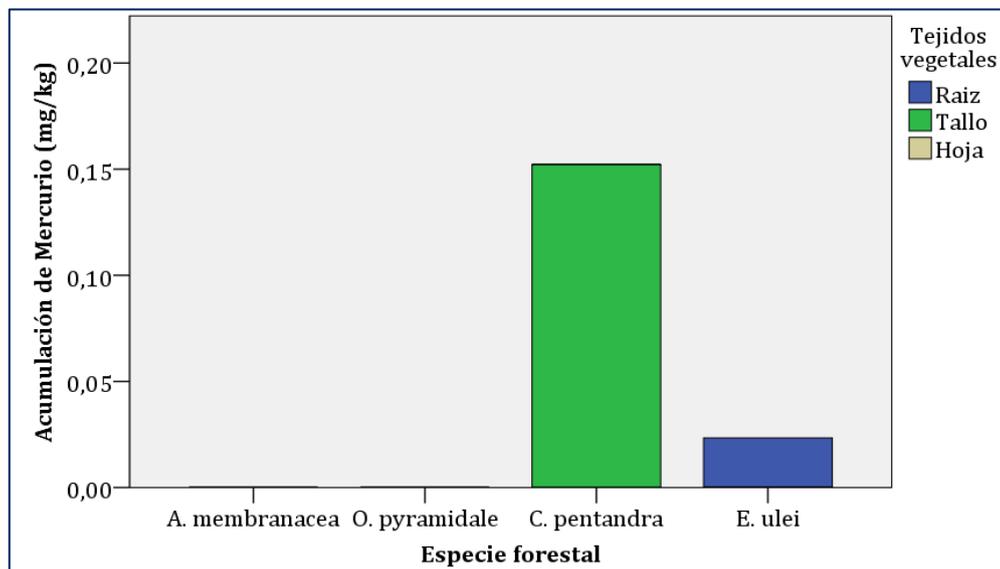


Figura 11: Concentración de Mercurio en los tejidos de las especies.

La figura (12) indica el porcentaje de muestras que presentan mercurio discriminando raíz tallo y hoja y por especie.

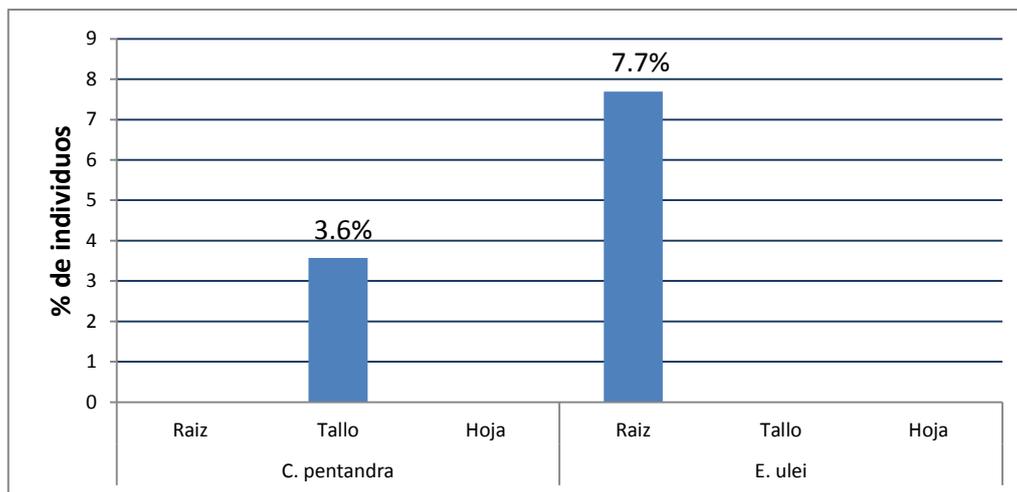


Figura 12: Porcentaje (%) de muestras que presentaron Mercurio en tejidos de las plantas de las 4 especies estudiadas.

3.2.2. Arsénico (As) en cuatro especies forestales.

El Arsénico a diferencia del Mercurio, este ha sido absorbido por las especies *Erythrina ulei*, *Ceiba pentandra*, *Ochroma pyramidale*, *Apeiba membranacea*. Es necesario mencionar que el contenido mínimo de este metal es de cero (tabla 5), indicando que no todos los individuos o muestras presentan arsénico o no superan los límites de detección. La especie *Erythrina ulei* presenta la máxima acumulación, indica que en algunas muestras la concentración de Arsénico llego a 3,16 mg/kg (Tabla 5), Us Public Health Service (citado en Carbonell, Burló, Mataix, 1995) menciona que el límite máximo permisible para el Arsénico en frutos, cultivos y vegetales es de 2,6 mg/kg, esto podría ser toxico para la misma planta; sin embargo, Burlo, Carbonell y Mataix (1992, citados en Carbonell et al. 1995) mencionan que las plantas que crecen en suelos contaminados contienen niveles mayores a 0.01 y 5 mg/kg de Arsénico. No se detectó efectos secundarios en los individuos de *Erythrina ulei*, *Ceiba pentandra*, *Ochroma pyramidale*, *Apeiba membranacea*, sin embargo, es posible que la concentración de arsénico este retardando su desarrollo, según Carbonell et al. (1995), el desarrollo de las plantas es reducido antes que el Arsénico alcance niveles tóxicos.

La especie *Ochroma pyramidale* presenta la mayor acumulación en promedio de Arsénico, estadísticamente no presenta diferencia significativa con respecto a las demás especies. Además, no se encuentra relación estadísticamente significativa para la raíz y tallo comparados entre las cuatro especies. La especie *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei*, presentan diferencia estadísticamente significativa en la concentración de Arsénico entre la raíz y tallo a excepción de la especie *Apeiba membranacea* (Fig 13), es de mencionar que el Arsénico no paso el límite de detección en las muestra de hoja.

La especie *Ochroma pyramidale* acumulo Arsénico en todas sus muestras de raíz y tallo al 100% a diferencia de las demás especies que no todas las muestras pasaron los límites de detección, como en la especie *Apeiba membranacea* que acumularon Arsénico en el 64% de sus muestras de raíz y 67% de los tallos analizados a igual que en la especie *Apeiba membranacea* y por último la especie *Apeiba membranacea* acumulo en el 61% de sus

muestras de raíz y 68% de sus muestras de tallo (fig. 14), este fenómeno se le puede atribuir a que los metales no se encuentran homogéneamente dispersos.

Tabla 5: Bioacumulación de Arsénico en las especies instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera (mínimo y máximo indican la cantidad que se acumuló el Arsénico en las muestras analizadas).

Especie forestal		N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<i>A. membranacea</i>	Arsénico	35	0,00	1,47	0,3966	0,49432
<i>O. pyramidale</i>	Arsénico	18	0,00	1,60	0,6733	0,56433
<i>C. pentandra</i>	Arsénico	84	0,00	2,02	0,3486	0,51178
<i>E. ulei</i>	Arsénico	41	0,00	3,16	0,4205	0,62302

- * Límite de detección del método: 0.10
- * Mínimo: concentración inferior de Arsénico en las especies, no supera los límites de detección (0,0).
- * Máximo: concentración superior
- * N: número de individuos por especie

En la figura (13) se muestra la concentración de Arsénico en los tejidos de las cuatro especies, las letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas. Las letras sobre las barras comparan las diferencias de concentración de arsénico entre especies, las letras que se encuentran dentro de la barra discriminando colores indica las diferencias de concentración de arsénico en un tejido en específico comparado entre especies y las letras escritas verticalmente al costado de las barras comparan la diferencia de concentración en los diferentes tejidos de la misma especies.

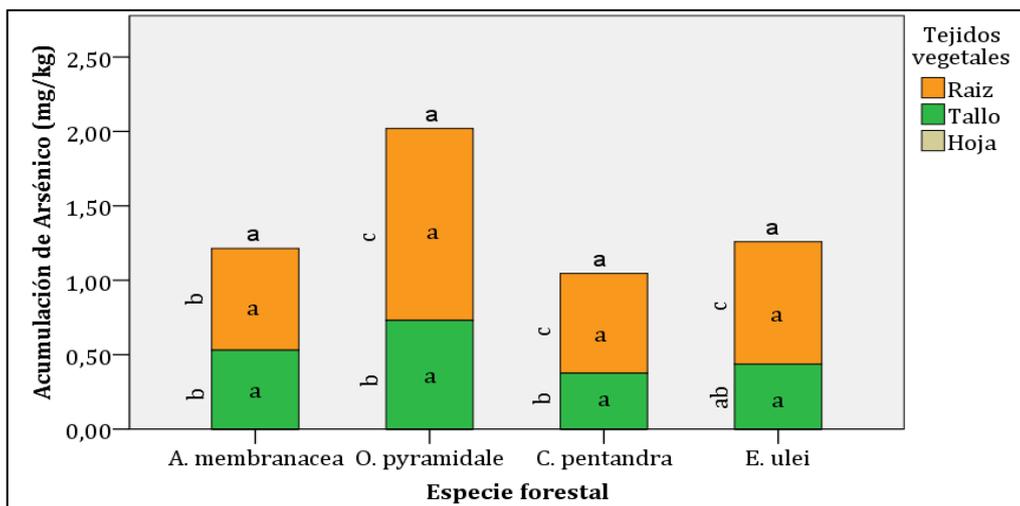


Figura 13: Concentración de Arsénico en las especies forestales

En la figura (14) se muestra el porcentaje de las muestras para cada especie que presentaron arsénico, no todas las especies presentaron el mismo número de muestras. Las barras que muestran el 100%, indican que el metal se encontró en todas las muestras (raíz, tallo, hoja) y las muestras que presentan un porcentaje menor al 100%, indican que el metal no superó los límites de detección en algunas muestras.

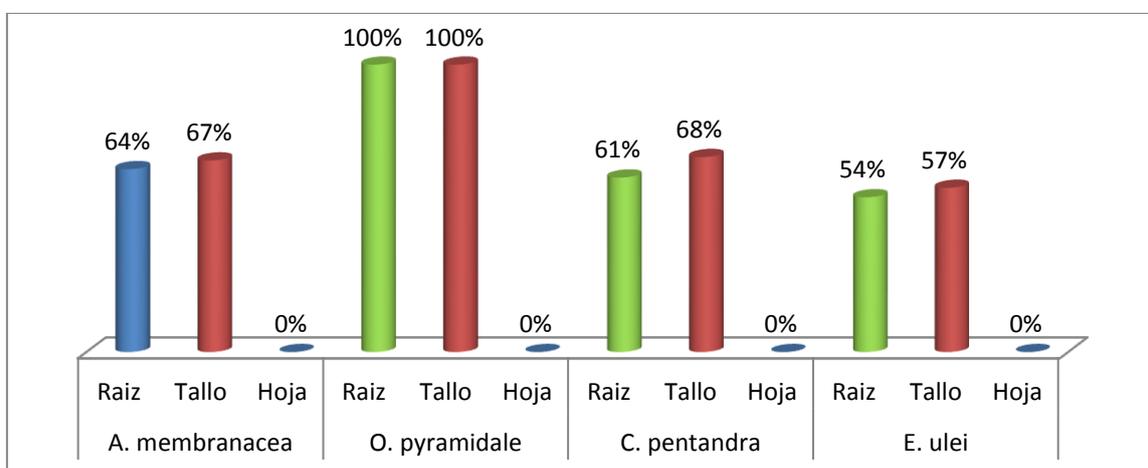


Figura 14: Porcentaje (%) de muestras con Arsénico en los tejidos de las especies

3.2.3. Cadmio (Cd) en cuatro especies forestales.

El Cadmio al igual que el Arsénico ha sido absorbido por las especies *Apeiba membranacea*, *Ceiba pentandra*, *Ochroma pyramidale* y *Erythrina ulei*. La máxima

concentración de Cadmio se presentó en un individuo de la especie *Ceiba pentandra* con 2,83 mg/kg, las cuatro especies antes mencionadas presentan concentración mínima de cero, lo que indica que no todas las muestras analizadas por especie concentraron cadmio en su estructura (Tabla 6), esta especie puede llegar a concentrar cantidades tóxicas, según la FAO/ OMS (2006, citado en Dghaim, Khatib y Khan, 2015) el límite máximo permisible para el Cadmio en las hierbas y plantas medicinales es de 0.3 mg/kg aplicado en diferentes países; sin embargo, en otros países utilizan los límites máximos permisibles para el cadmio propuestos Codex Stan (2007 citado en Alfaro et al., 2012), donde las hortalizas de hoja considera como norma una concentración de hasta 0.2 mg/kg y la OMS- Organización Mundial de la Salud (1996, citado en Adnan, Nawaz, Zaib, Imran, Ali, Iqbal, 2011 y Nazir et al. 2015) establecen que la concentración normal de Cadmio en plantas es de 0.02 mg/kg.

Existe diferencia estadísticamente significativa en la concentración de Cadmio entre las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei*, en consecuencia, la mayor concentración se registró en la especie *Ochroma pyramidale* (Fig 15).

En la raíz se presentó la mayor concentración de Cadmio a diferencia del tallo y hoja de las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei*, la concentración de Cadmio en la Raíz de las cuatro especies antes mencionadas no presenta diferencias estadísticamente significativas, variando en el tallo y hoja de la especie *Ochroma pyramidale* que presenta una mayor concentración de Cadmio a diferencia de las especies *Apeiba membranacea*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei* que son estadísticamente diferentes (Fig 15); en consecuencia, Rodríguez-Serrano (2008), mencionan que la mayor acumulación de Cadmio en la raíz porque este lo secuestra en las vacuolas de las células y tan solo una parte es transportada a la parte aérea.

Las especies *Apeiba membranacea*, *Ceiba pentandra*, y *Erythrina ulei* presentan concentraciones diferentes estadísticamente entre sus tejidos a diferencia de la especie *Ochroma pyramidale* cuya concentración de Cadmio en sus tejidos son iguales estadísticamente (Fig 15).

La especie *Ochroma pyramidale* y *Erythrina ulei* presentaron cadmio en el 100% de las muestras analizadas de la raíz, en algunas muestras de hoja y tallo la concentración de Cadmio no supero los límites de detección (fig. 16), esta diferencia se le puede atribuir la lixiviación y la distribución heterogénea del metal.

La fuente de la concentración de cadmio se le puede atribuir a las emisiones atmosféricas producto de las incineraciones de los residuos urbanos, residuos de baterías que son utilizados en los equipos de la actividad minera. También se puede especular que el material del sub suelo contenía grandes cantidades de Cadmio y este permaneció disuelto en el agua del suelo para luego ser absorbido por las plantas junto con otros minerales.

Tabla 6: Bioacumulación de Cadmio en las especies instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera (mínimo y máximo indican la cantidad que se acumuló el Cadmio en las muestras analizadas)

Especie forestal		N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<i>A. membranacea</i>	Cadmio	35	0,00	1,94	0,1686	0,33720
<i>O. pyramidale</i>	Cadmio	18	0,00	1,12	0,4117	0,38172
<i>C. pentandra</i>	Cadmio	84	0,00	2,83	0,2307	0,44771
<i>E. ulei</i>	Cadmio	41	0,00	0,99	0,1563	0,26538

* Límite de detección del método: 0.04

* Mínimo: concentración inferior de Cadmio en las especies, no supera los límites de detección (0,0).

* Máximo: concentración superior

* N: número de individuos por especie

En la figura (15) se muestra la concentración de Cadmio en los tejidos de las cuatro especies, las letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas. Las letras sobre las barras comparan las diferencias de concentración de Cadmio entre especies, las letras que se encuentran dentro de la barra discriminando colores indica las diferencias de concentración de Cadmio en un tejido en específico comparado entre especies y las letras escritas verticalmente al costado de las barras comparan la diferencia de concentración en los diferentes tejidos de la misma especies.

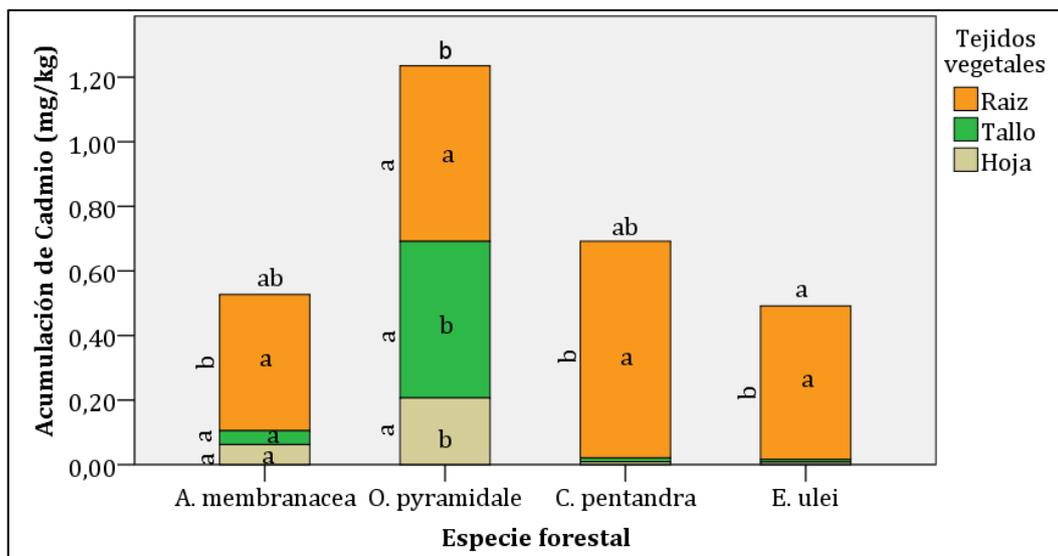


Figura 15: Concentración de Cadmio en las especies forestales

En la figura (16) se muestra el porcentaje de las muestras para cada especie que presentaron Cadmio, es de mencionar que no todas las especies presentaron el mismo número de muestras. Las barras que muestran el 100%, indican que el metal se encontró en todas las muestras (raíz, tallo, hoja) y las muestras que presentan un porcentaje menor al 100%, indican que el metal no supero los límites de detección en algunas muestras.

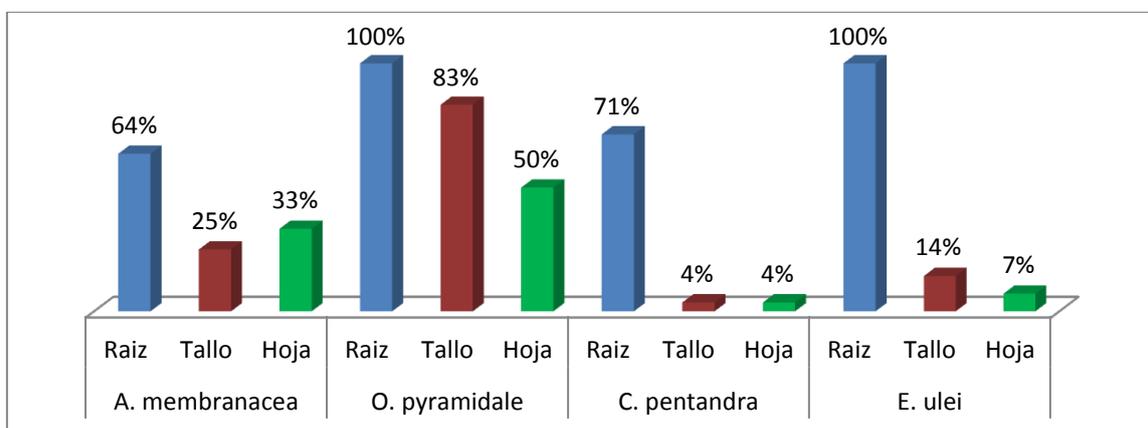


Figura 16: Porcentaje (%) de muestras que presentaron Cadmio en tejidos de las plantas de las especies

3.2.4. Plomo (Pb) en cuatro especies forestales.

El Plomo a igual que cadmio y arsénico, ha sido absorbido por las especies *Apeiba membranacea*, *Ceiba pentandra*, *Ochroma pyramidale* y *Erythrina ulei*. La mayor acumulación de Plomo se registró las muestras de la especie *Ceiba pentandra* con un máximo de 6.4mg/kg (Tabla 7). Si se toman como referencia comparativa a la OMS (1996 citado en Adnan et al. 2011 y Nazir et al. 2015) donde mencionan que el límite máximo permisible para el Plomo en las plantas es de 2 mg/kg y a la Unión Europea (2006, citado en Miranda, 2008) los límites máximos permisibles para las hortalizas de hoja es de 0.30 mg/kg, por ese motivo estas concentraciones podrían llegar a generar efectos tóxicos en las plantas.

Así mismo, los análisis estadísticos denoto que no existen diferencias significativas para la concentración de plomo entre especies, tampoco existe diferencia significativa en la concentración de plomo en la raíz, tallo y hoja comparados entre las especies antes mencionados. Sin Embargo, al comparar la concentración de plomo en la hoja y tallo en cada especie son iguales a diferencia de la raíz, en donde se presenta la mayor concentración de plomo, se puede apreciar diferencias significativas con respecto a la hoja y tallo en las cuatro especies (Fig 17)

Ceiba pentandra y *Erythrina ulei* presentaron Plomo en el 100% de sus muestras tomadas de la raíz, en las muestras de tallo la especie *Ochroma pyramidale*. Mostro la presencia de Plomo en el 83% de las muestras seguido por la especie *Erythrina ulei* que presento Plomo en el 79% de las muestras, en las muestras de hojas se puede observar que la especie *Apeiba membranacea* y *Ochroma pyramidale* presentan Plomo en el 100% de las muestras seguido por la especie *Ceiba pentandra* mostro Plomo en el 96% de sus muestras (Fig. 18).

Tabla 7: Bioacumulación de Plomo en las especies instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera (mínimo y máximo indican la cantidad que se acumuló el Plomo en las muestras analizadas)

Especie forestal		N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<i>A. membranacea</i>	Plomo	35	0,00	3,77	0,8040	0,87887
<i>O. pyramidale</i>	Plomo	18	0,00	3,13	0,8639	0,90521
<i>C. pentandra</i>	Plomo	84	0,00	6,44	0,8680	1,18852
<i>E. ulei</i>	Plomo	41	0,00	2,67	0,7598	0,78650

* Límite de detección del método: 0.04

* Mínimo: concentración inferior de plomo en las especies, no supera los límites de detección (0,0).

* Máximo: concentración superior

* N: número de individuos por especie

En la figura (17) se muestra la concentración de Plomo en los tejidos de las cuatro especies, las letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas. Las letras sobre las barras comparan las diferencias de concentración de Plomo entre especies, las letras que se encuentran dentro de la barra discriminando colores indica las diferencias de concentración de Plomo en un tejido en específico comparado entre especies y las letras escritas verticalmente al costado de las barras comparan la diferencia de concentración en los diferentes tejidos de la misma especies.

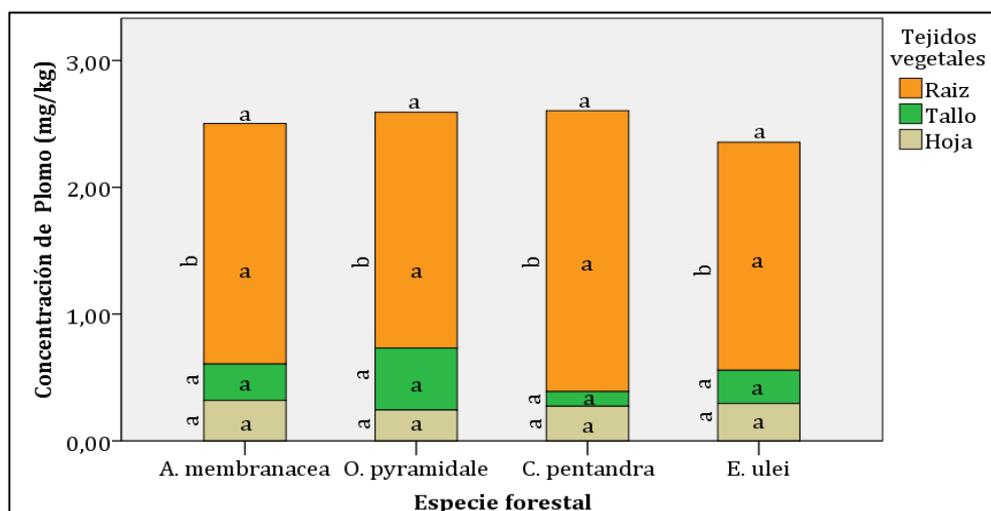


Figura 17: Acumulación de Plomo en los tejidos de las especies forestales

En la figura (18) se muestra el porcentaje de las muestras para cada especie que presentaron Plomo, es de mencionar que no todas las especies presentaron el mismo número de muestras. Las barras que muestran el 100%, indican que el metal se encontró en todas las muestras (raíz, tallo, hoja) y las muestras que presentan un porcentaje menor al 100%, indican que el metal no supero los límites de detección en algunas muestras.

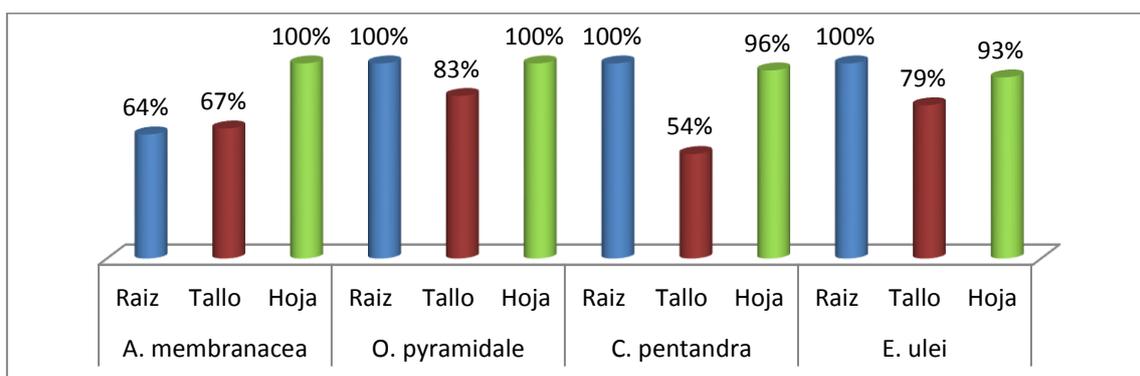


Figura 18: Porcentaje (%) de muestras que presentaron Plomo en tejidos de las plantas de las 4 especies estudiadas

3.3. Acumulación de metales por el efecto del método de siembra y fertilizantes

3.3.1. Efecto en la absorción de Mercurio.

En la figura 19(A-B) se muestra que los individuos de las cuatro especies tuvieron un mejor desarrollo en el método de siembra trasplante a diferencia de raíz desnuda, sin embargo, la acumulación de Mercurio en el método trasplante ha sido mucho menor y la mayor acumulación de Mercurio se dio en el método a raíz desnuda en donde los individuos sembrados por este método tuvieron un menor crecimiento.

La aplicación de fertilizante diluido ayuda a la disponibilidad de Mercurio mas no en la aplicación de fertilizante diluido, sin embargo a los individuos que se les aplico fertilizante puro tuvieron un mejor desarrollo (crecimiento de la altura y diámetro) que se muestra en la figura 19(C y D). Se podría decir que el fertilizante puro, puede ser aplicado para tener un buen desarrollo de los individuos en las áreas degradadas por la minería, más para limpiar los suelos con Mercurio, sin embargo, podría ayudar a la fitorremediación si se le baja la concentración del fertilizante.

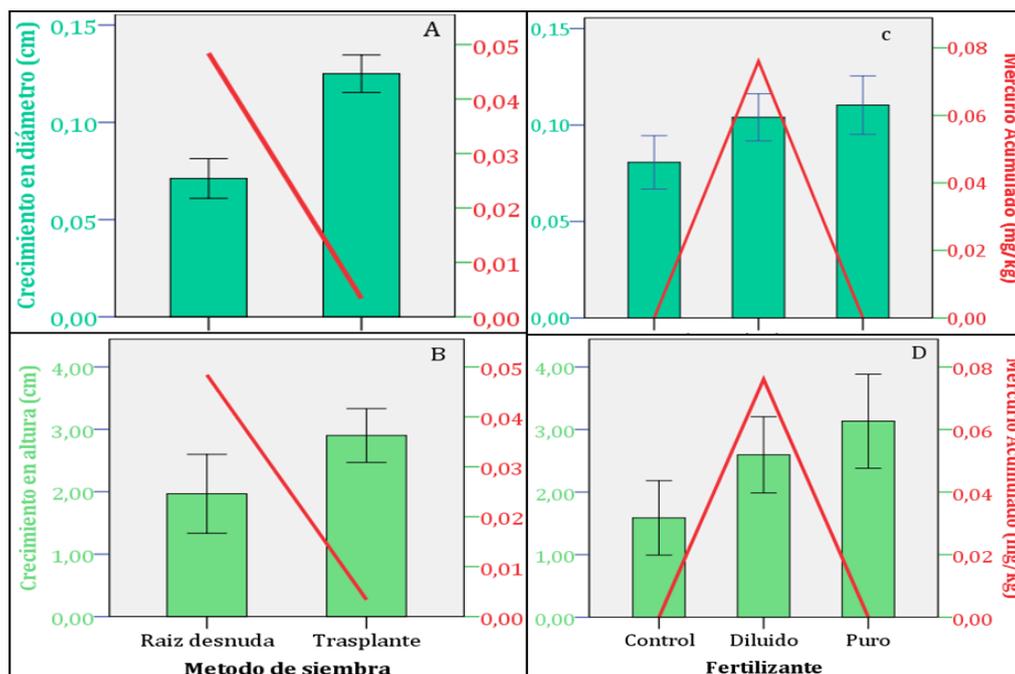


Figura 19: El método de siembra y aplicación de fertilizante en la absorción de Mercurio. Las columnas indican la media (\pm un error estándar). La línea roja indica la evolución del metal por efecto de los tratamientos

- * Barras de error al 95%IC.
- * Raíz desnuda: plantado sin su tierra de origen.
- * Trasplante: plantado con su tierra de origen.
- * Diluido: Incorporación 0.5 de agua al biofertilizante.
- * Control: Sin oferta de biofertilizante.
- * Puro: sin incorporación de agua al biofertilizante.

3.3.2. Efecto en la absorción de Arsénico.

A diferencia del Mercurio, el Arsénico presentó una mayor acumulación en los individuos que se sembraron por el método de trasplante, lo que indica que la materia orgánica con el que estaba el individuo ayudo en la absorción de Arsénico y los individuos que se sembraron a raíz desnuda no tuvieron materia orgánica para ayudar en la disponibilidad del Arsénico y poder ser absorbido por la planta, cabe mencionar que los individuos sembrados por el método de trasplante también tuvieron un mejor desarrollo (Fig. 20; A - B). La aplicación de fertilizantes presenta una significativa diferencia en la absorción de

Arsénico, la mayor acumulación de Arsénico se da en los individuos a los que no se les aplico fertilizante los mismos que tuvieron un menor desarrollo (crecimiento en altura y diámetro). La absorción de Arsénico a disminuye por efecto del fertilizante, sin embargo, el crecimiento de los individuos es mayor según se esté dando la aplicación del fertilizante (Fig. 20; C - D). Hernández, Segura, Gonzales, Aldaco, Fortis, Gonzáles, (2013) mencionan que diferentes investigaciones han establecido que la adición de fertilizantes fosfatados en suelos agrícolas, favorece la disponibilidad del Arsénico en la solución del suelo. Además, la mayor concentración de Arsénico en las especies se presentó en los individuos que se sembraron en los bloques donde se plantó a raíz desnuda y en las parcelas donde no se aplicó fertilizantes y disminuye su acumulación en los individuos que fueron tratados con fertilizante. El promedio de los individuos que presentan elevadas cantidades de Arsénico su desarrollo (crecimiento en altura y diámetro) es menor, por lo que se podría decir que la acumulación de Arsénico está inhibiendo el desarrollo de estos individuos; además, Carbonell et al. (1995) de acuerdo a bibliografía concluye que las plantas creciendo en suelos contaminados con Arsénico contienen niveles mucho mayores, especialmente en las raíces.

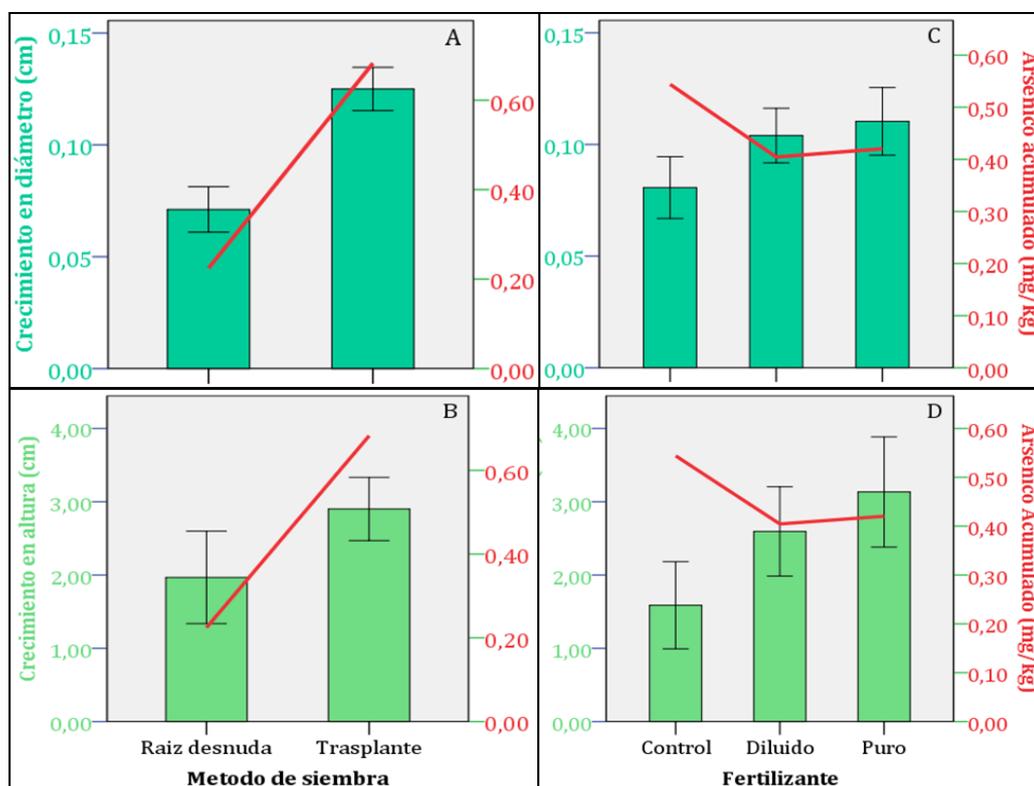


Figura 20: El método de siembra y aplicación de fertilizante en la absorción de Arsénico.

Las columnas indican la media (\pm un error estándar). La línea roja indica la evolución del metal por efecto de los tratamientos

- * Barras de error al 95%IC.
- * Raíz desnuda: plantado sin su tierra de origen.
- * Trasplante: plantado con su tierra de origen.
- * Diluido: Incorporación 0.5 de agua al biofertilizante.
- * Control: Sin oferta de biofertilizante.
- * Puro: sin incorporación de agua al biofertilizante.

3.3.3. Efecto en la absorción de Cadmio.

El Cadmio al igual que el Arsénico presenta una mayor acumulación en los individuos que fueron sembrados por el método de trasplante, estos individuos también presentaron un mejor desarrollo (crecimiento en altura y diámetro).

La aplicación de fertilizante provocó un efecto negativo en la absorción de Cadmio como se muestra en la (Fig. 21; A - B), la mayor acumulación de Cadmio se dio en los individuos que no se les aplicó fertilizante (testigo) sin embargo estos fueron los que tuvieron el menor desarrollo en crecimiento en diámetro, la aplicación de fertilizante diluido y puro mejoraron el desarrollo de los individuos pero disminuyeron la disponibilidad del Cadmio (Fig. 21; C - D). El bajo desarrollo de los individuos control, se le puede atribuir a que el cadmio está inhibiendo el crecimiento, según Rodríguez-serrano (2008), el cadmio no presenta un mecanismo de entrada por lo que ingresa a través de las proteínas transportadoras de Calcio, Zinc y Hierro, interfiriendo en el transporte y entrada de elementos esenciales y agua para la planta.

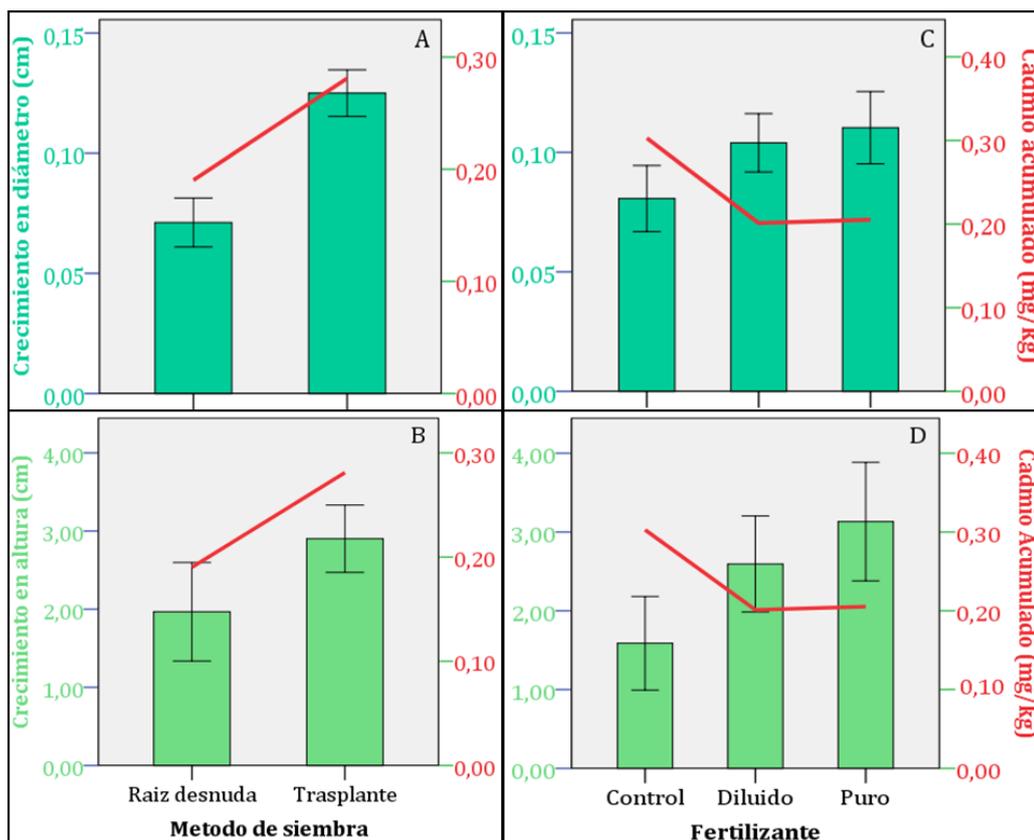


Figura 21: El método de siembra y aplicación de fertilizante en la absorción de Cadmio. Las columnas indican la media (\pm un error estándar). La línea roja indica la evolución del metal por efecto de los tratamientos

- * Barras de error al 95%IC.
- * Raíz desnuda: plantado sin su tierra de origen.
- * Trasplante: plantado con su tierra de origen.
- * Diluido: Incorporación 0.5 de agua al biofertilizante.
- * Control: Sin oferta de biofertilizante.
- * Puro: sin incorporación de agua al biofertilizante.

3.3.4. Efecto en la absorción de Plomo

El Plomo presento una mayor acumulación en los individuos que se sembraron por el método de trasplante, además los individuos tuvieron un mejor desarrollo (Fig. 22; A - B). La mayor acumulación de Plomo se dio en los individuos que no tuvieron fertilizantes (testigo), seguido por el fertilizante puro. Sin embargo, la aplicación de fertilizante diluido

disminuye disponibilidad de Plomo por la que presenta una menor acumulación en los individuos. Cabe mencionar que los individuos han tenido un buen desarrollo en la aplicación de fertilizante puro seguido por el diluido y con un menor desarrollo los individuos que no recibieron tratamiento (testigo) (Fig. 22; C - D).

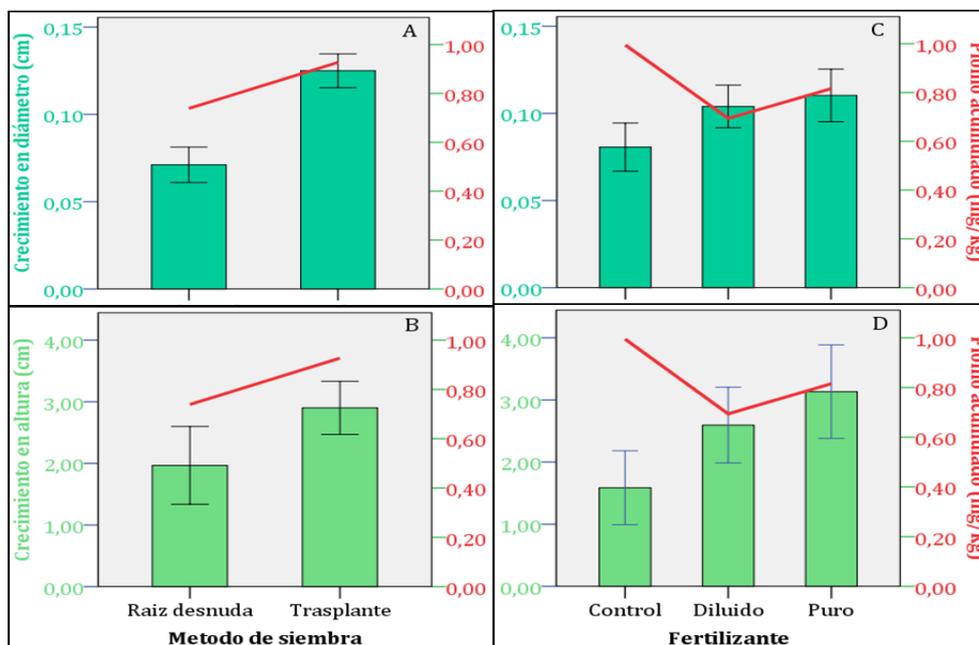


Figura 22: El método de siembra y aplicación de fertilizante en la absorción de Plomo. Las columnas indican la media (\pm un error estándar). La línea roja indica la evolución del metal por efecto de los tratamientos

- * Barras de error al 95%IC.
- * Raíz desnuda: plantado sin su tierra de origen.
- * Trasplante: plantado con su tierra de origen.
- * Diluido: Incorporación 0.5 de agua al biofertilizante.
- * Control: Sin oferta de biofertilizante.
- * Puro: sin incorporación de agua al biofertilizante.

3.4. Metales pesados (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) en el suelo

El contenido de metales en el suelo no presenta diferencias estadísticamente significativas con relación a las parcelas que se trató con el biofertilizante, en la tabla (8) se observa que el Mercurio en el suelo no supera los límites de detección (0.10) sin embargo, el Arsénico

muestra una ligera concentración superior en la parcela donde se aplicó el biofertilizante diluido (figura 23-A) a igual que el Cadmio que presenta una mayor concentración en el bloque donde se instaló la siembra a raíz desnuda y con biofertilizante diluido (figura 23-C), el Plomo ha presentado una mayor concentración en el bloque donde se instaló la siembra a raíz desnuda (figura 23-D). La concentración de metales pesados (Mercurio, Arsénico, Cadmio, Plomo) en la estructura de la *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei*, tienen una diferencia significativa, estas especies presentan una diferencia fisiológica, genética y morfológica; además, se podría decir que la disposición de los metales pesados en el suelo no es homogéneo, el caso de Mercurio se utiliza tan solo en lugares específicos para realizar la amalgama con el oro, así mismo los metales pesados pudieron ser víctimas de la erosión o lixiviación. La concentración del Arsénico, Cadmio y Plomo, el Mercurio solo se registró en dos individuos de diferentes especies, esta absorción se pudo dar por que la amalgación del Oro con Mercurio en la minería se realiza en un lugar específico, haciendo imposible que se encuentre mercurio en el suelo, a comparación con el Arsénico, Cadmio, y Plomo que lo más probable es que su fuente sea del sub suelo extraído hacia la superficie mezclado con agua y esparramado mediante las bombas que se utilizan para la extracción del oro, Wild (1974, citado en Carbonell et al. 1995) menciona que el Arsénico se encuentra frecuentemente asociado al Oro y acompañado por antimonio.

Tabla 8: Análisis de varianza de la acumulación de metales pesados (promedio \pm desviación estándar) en el suelo del área degradada por minería. Letras diferentes al lado de los promedios denotan diferencias estadísticamente significativas (Prueba de Tukey)

Metal	L.D.M mg/kg	Control	Diluido	Puro	ANOVA	
					F	P
Arsénico	0.1	0.50 \pm 0.22 a	0.73 \pm 0.24 a	0.53 \pm 0.25 a	1.106	0.372
Mercurio	0.10	\pm 0.00	\pm 0.00	0.00 \pm 0.00	-	-
Cadmio	0.04	0.62 \pm 0.17 a	0.72 \pm 0.12 a	0.70 \pm 0.13 a	0.589	0.575
Plomo	0.04	2.97 \pm 0.41 a	3.28 \pm 0.16 a	3.31 \pm 0.20 a	1.802	0.220

* Control, Diluido y Puro: Variables evaluadas para los análisis de suelo.

* P=Significancia: Menor a 0.05 Indica diferencia significativa entre las concentraciones.

* P=Significancia: superior a 0.05 indica igualdad

* L.D.M.= Limite de detección del método.

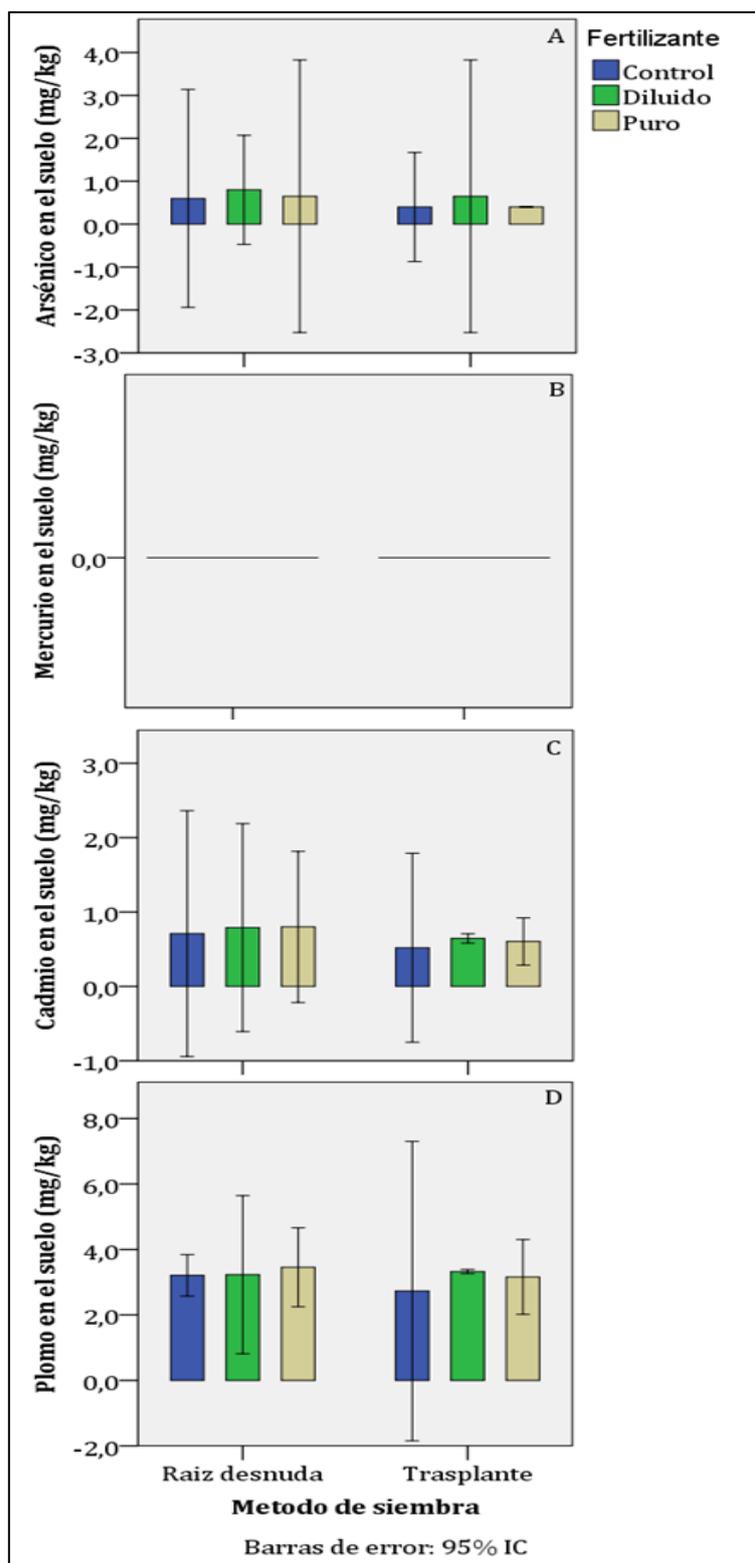


Figura 23: Concentración de metales en el suelo de la plantación instalada en áreas intervenida por la minería abandonada. Las columnas indican la media (\pm un error estándar)

CONCLUSIÓN

En la estructura vegetal de las especies de *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei* instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera en el sector Manuani se encontraron Arsénico, Cadmio y Plomo Excepto Mercurio que solo se registró en la *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei*; por lo tanto, se acepta la hipótesis alterna y se descarta la hipótesis nula.

La concentración de Mercurio en los tejidos vegetales no es variable por presentarse en solo dos Muestras (*Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei*); Sin embargo, la concentración de Arsénico Cadmio y Plomo en la raíz, tallo y hoja presenta diferencias estadísticamente significativas, presentando concentración muy variable en relación a las muestras analizadas.

La mayor acumulación de Mercurio se presentó en el tallo de la especie *Ceiba pentandra*. En consecuencia, esta especie puede considerarse como fitorremediadora para Mercurio. El Arsénico se concentra en mayor cantidad en la raíz y en el tallo de las cuatro especies estudiadas más no se transloca hacia las hojas. Las especies *Ochroma pyramidale*, *Erythrina ulei*, *Apeiba membranacea* y *Ceiba pentandra*. Concentran Plomo y Cadmio en mayor cantidad en su raíz, así mismo, estas especies antes mencionadas transloca el Cadmio y Plomo a las hojas.

La aplicación de biofertilizante no tiene efecto benéfico en la absorción de metales (Mercurio, Arsénico, Cadmio, Plomo), la mejor absorción de metales se presenta cuando las especies que se siembran a raíz desnuda (sin materia orgánica) y sin aplicación de biofertilizantes. Las cuatro especies presentaron un crecimiento muy variable con respecto a su tratamiento y su método de siembra, las especies lograron un mejor desarrollo con los fertilizantes y su método de siembra por trasplante.

La concentración de metales en el suelo no intervino en la absorción de metales por las plantas, se le atribuye a la disponibilidad de metales en el suelo por el bajo pH y sus características.

RECOMENDACIÓN

El presente trabajo determino la capacidad que tienen las especies forestales maderables para extraer los metales pesados del suelo y pueden ser de beneficio ambiental y económico. La presencia de Mercurio, Arsénico, Cadmio y plomo en las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra*, *Erythrina ulei* es de importancia porque pueden ser usados para recuperar suelos degradados y contaminados en Madre de Dios, siendo esta la primera investigación con especies forestales Maderables nativas se recomienda lo siguiente.

Se conoce que el Mercurio no se encuentra distribuido en forma homogénea en todo el terreno donde la actividad minera tuvo su impacto, el derrame de Mercurio tiene lugar en diferentes lugares como en el proceso de amalgación que se realiza en un radio no más 1m^2 , 0.50m^2 en el proceso de clarificado (proceso en el cual se limpia de las impurezas la amalgama) y por último el Mercurio se volatiliza en el proceso de refogado (se funde para desintegrar la amalgama y obtener el oro puro), por ello se recomienda que previo al estudio de absorción de mercurio en plantas primero se debe identificar las zonas donde el Mercurio se encuentra en niveles contaminantes.

El Mercurio al ser volatilizado es transportado por la fuerza del viento hasta que se encuentre con la precipitación de la lluvia para regresar de esta forma al suelo, contaminando de esta forma áreas distantes a las zonas donde se realiza la actividad minera, es así que se recomienda que se realicen estudios para determinar si el Mercurio volatilizado se encuentra en la misma concentración al inicio y al final, es importante también conocer la concentración de Mercurio en suelos donde este metal ha migrado.

En la minería aurífera en Madre de Dios deja como resultado un suelo Franco arenoso después de la actividad siendo una ventaja para que el Mercurio pueda lixiviarse hasta tocar un suelo menos poroso, por ello, el Mercurio derramado en el suelo se puede encontrar a diferentes profundidades, algunas veces el Mercurio es derramado en lugares donde los residuos están sobre el suelo firme que se encuentra hasta 5 metros de altura donde el Mercurio podría estar acumulado a esta profundidad, otras veces el Mercurio es

derramado en lugares donde que se realiza la perforación y este ha sido cubierto por los desechos, en este caso el Mercurio podría llegar a lixiviarse hasta una profundidad de 30 metros, por ello se recomienda aplicar diferentes técnicas para el muestreo de Mercurio en el suelo en estas zonas mineras.

El Mercurio en el suelo y la planta se pueden encontrar en diferentes cantidades o formando parte de compuestos, el método “plasma de acoplamiento inductivo - espectrometría de emisión atómica. 1994” tiene como límite de detección 0.1 mg/kg para el Mercurio descartando cantidades menores, sin embargo, para determinar la presencia de Mercurio en el suelo y la planta se requieren cantidades menores que nos pueda permitir realizar una regresión y determinar una relación entre la cantidad del suelo y planta, por ello se recomienda utilizar otros métodos cuyo límite de detección sean menores a 0.1 mg/kg para futuras investigaciones.

En las áreas degradadas por la minería se regeneran numerosas especies nativas que se desconoce sus propiedades ecológicas, antes de que se realicen pruebas de metales pesados en estas especies y a su suelo, lo recomendable es indagar con los comuneros que conozcan sobre los antecedentes del área para conocer la ubicación donde se realizaron los derrames de Mercurio.

La volatilidad del Mercurio en el suelo de la minería es muy abundante por las altas temperaturas, reduciendo su concentración en el suelo, por ello se recomienda realizar Análisis periódicamente del contenido de metales pesados en los suelos intervenidos por la minería para conocer su concentración y determinar su toxicidad en el ambiente.

Por su capacidad extractora de metales pesados (Mercurio, Arsénico, Cadmio y Plomo) se recomienda instalar plantaciones con las especies *Apeiba membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei* en las áreas intervenidas por la minería, y realizar seguimientos con fines de investigación para conocer su evolución.

BIBLIOGRAFIA

- Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C. and Barberis, R. (2002). Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. Chemometric Investigation of Pollutant Profiles. *Environmental Pollution*, 119: 177.
- Adnan, I. M., Nawaz, C. M., Zaib, S., Imran, M., Ali, K., Iqbal, A. (2011). Accumulation of Heavy Metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb) in Agricultural Soils and Spring Seasonal Plants, Irrigated by Industrial Waste Water. *Journal of Environmental Technology and Management*, 2(1), 1-7.
- Alfaro, M. R., Ugarte, M., Martín, C., Álvarez, M., Rodríguez, M., Jiménez, L., Orphee, M. M. (2012). Contenido de Metales Pesados en Abonos Orgánicos, Sustratos y Plantas Cultivadas en Organopónicos. *Cultivos Tropicales*, 33(2), 5-12.
- Alloway, B. J. (1995). *Heavy Metals in Soils*. Recuperado de https://books.google.com.pe/books?id=CX1GwLBhkC4C&pg=PR6&lpg=PR6&dq=Heavy+Metals+in+Soils.+Blackie+Academic+and+Professional.+London:+Chapman+Blackie+and+Son,+Glasgow&source=bl&ots=WcUkhfcD68&sig=rvoLQ8HtqG_JY8t0hjL3ZFFgQ&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwjvKE4ejLAhULpR4KHfYpAmcQ6AEINTAD#v=onepage&q&f=false
- Angelova V, I. (2004). Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp). *Industrial Crops and Products*. 19: 197–205.
- Baird, C. (2001). *Química ambiental, University of Western Ontario*. Caracas, Mexico: Reverté.
- Baird, C. (2004). *La toxicidad de los metales pesados*. Caracas, Mexico: Reverté, S.A., Barcelona, España.
- Baker, A. (1981). Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal Plant Nutrition*. 643-654.
- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Reeves, R.D., Smith, J. A. C. (2000). Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In Terry, N. y Bañuelos, G. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water* (85-107). Boca Raton, FL: Lewis.
- Ballester, A. (2005). Mecanismos de la Biolixiviación. En Acevedo, B. F y Gentina, J. C. *Fundamentos y Perspectivas de las Tecnologías Biomineras* (09-24). Valparaíso, Chile: Litogarín
- Banat, K. M. (2005). Heavy Metals in Urban Soils of Central Jordan: Should we Worry about Their Environmental Risks. *Environmental Research*, 97(2005), 258-273.
- Barragán, M. O. L., (2008). Estudio de diferentes metodologías para determinar la biodisponibilidad de cadmio y arsénico en suelos y su relación con la concentración en plantas. *NOVA - Publicación Científica en ciencias Biomédicas*, 6(9), 101-212

- Bascones, I. S. (2003). Determinación de Metales Pesados en Suelos de Mediana del Campo (tesis Doctotal). Universidad de Valladolid, Valladolid.
- Brooks, R. L. (1977). Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal Geochemical Exploration*, 7: 49-57.
- Calderón, L. y Concha, R. (2010). *Evaluación de las concentraciones de metales pesados para determinar la calidad de frutas de consumo masivo en la ciudad de Piura*, Departamento Académico de Ingeniería Química, Universidad Nacional de Piura, Recuperado de: <http://www.unp.edu.pe/institutos/iipd/trabajosinvestigacion/facultadadminasquimica-esthercalderon.pdf>.
- CAMEP. Carnegie Amazon Mercury Ecosystem Project (2013). *Mercurio en Madre de Dios, Concentraciones de mercurio en peces y seres humanos en Puerto Maldonado*, Recuperado de: http://www.rapaluruway.org/agrotoxicos/COPs/Mineria_contamina_con_mercurio_en_Madre_de_Dios.pdf
- Carbonell, B. A., Burló C. F., Mataix, B. J. (1995). *Arsénico en el Sistema Suelo-Planta*. Universidad de Alicante: Vidal Leuka.
- Casanova, O., Barbazan, M. y Barreto, P. (2014). *Tecnología de los Fertilizantes*. Recuperado de <http://www.fagro.edu.uy/fertilidad/curso/docs/TECNOLOGIA.pdf>
- CATIE. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. (2001). *Silvicultura de Bosques Latifoliados Húmedos con Énfasis en América Central*. Turrialba, Costa Rica: B. Louman, D. Quirós, M. Nilsson,.
- Chávez, M. (2009). Evaluación de Dos Técnicas Analíticas para la Especiación de Arsénico en Aguas Superficiales del Sur del Perú. *Peru Med Exp Salud Publica*, 26(1):20-26.
- Cunningham, D. S. y Berti, W. R. (1993). Remediation of contaminated soils with green plants: An overview. *In Vitro Cell. Dev. Biol.*, 29:207-212. Recuperado de <http://link.springer.com/article/10.1007%2FBF02632036>
- Dghaim, R., Khatib, S. A. y Khan, H. R. (2015). Determination of Heavy Metals Concentration in Traditional Herbs Commonly Consumed in the United Arab Emirates. *Journal of Environmental and Public Health*, 2015, 1-6.
- Dickson, T.R. (2003). *Química Enfoque Ecológico*. México: Limusa, Grupo Noriega Editores.
- Miranda, C. (2008). Acumulación de metales pesados en suelo y plantas de cuatro cultivos hortícolas, regados con agua del río Bogotá. *revista colombiana de ciencias hortícolas*, 2(2), 180-191.
- Durango, V. J., Marrugo, N. J., Jaramillo, C. B., Perez, C. L., (2010). Remediación de suelos contaminados con mercurio utilizando guarumo (*Cecropia peltata*). *Ingeniería y*

- Desarrollo*, 27: 113-129. Recuperado de:
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=85215207007>
- Eppers, O. (2014). *Buenas Prácticas de Gestión Ambiental para la pequeña minería y minería artesanal que trabajan con Mercurio*. Recuperado de
<http://181.65.172.167/siararequipa/index.php?accion=verElemento&idElementoInformacion=216&idTipoElemento=2>
- FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (2015). *Situación Actual del Sector Forestal*. Recuperado de
<http://www.fao.org/docrep/007/j4024s/j4024s06.htm>
- FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (2009). *Guía para La descripción de suelos*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-a0541s.pdf>
- Gardea-Torresdey, J., Hejazi, M., Tiemann, K., Parson, J. G., Duarte-Gardea, M., Henning, J. (2002). Use of hop (*Humulus lupulus*) agricultural by-products for the reduction of aqueous lead (II) environmental health hazards. *Journal Hazardous Materials*, 91: 95-112.
- Hernández, O. G., Segura, C. M., Gonzales, P. L., Aldaco, N. R., Fortis, H. M., Gonzáles, C. G. (2013). Comportamiento del arsénico en suelos de la región lagunera de Coahuila, México. *Terra Latinoamericana*, 31(4), 295-303.
- Hernández, A. F. (2011). *Determinación de metales pesados en suelos de natividad, Ixtlán, Juárez, Oaxaca* (tesis de licenciatura). *Universidad de la sierra de Juárez, Ixtlán*.
- Hernández, M. J. (2014). *Riesgo Toxicológico en Personas Expuestas, a Suelos y Vegetales, con Posibles Concentraciones de Metales Pesados, en el Sur del Atlántico, Colombia* (Tesis de Master). Universidad Nacional de Colombia, Medellín.
- Iannacone, J. A. (2000). Cuatro ensayos ecotoxicológicos para evaluar lindano y clorpirifos. *Gayana*, 64: 139-146.
- IIAP-MINAM. (2011). *Minería aurífera en Madre de Dios y Contaminación con Mercurio, una Bomba de Tiempo*. Lima: Súper Gráfica.
- Ivanov V, B. (2003). Comparative impacts of heavy metals on root growth as related to their specificity and selectivity. *Russian J Plant Physiol*, 50: 398-406.
- Kabata, A. y Pendias, H. (1992). *Trace Elements in Soils and Plants*. Boca Raton: CRC Press, 2nd Edition.
- Kabata-Pendias, A. (2000). *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton. CRC Press, Third Edition
- Knox, A. S., Gamerainger, A. P., Adriano, D.C., Kolka, R. K., Kaplan, D. I. (1999). *Sources and Practices Contributing to Soil Contamination*. En D. M. Kra, *Bioremediation of Contaminated Soil*. recuperado de http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja_knox001.pdf

- Lasat, M. (2000). The Use of Plants for the Removal of Toxic Metals from Contaminated Soil. Recuperado de http://www.plantstress.com/articles/toxicity_m/phytoremed.pdf
- Lepp, N. (1981). *Effect of heavy metals pollution on plants*. Recuperado de <http://link.springer.com/book/10.1007%2F978-94-009-8099-0>
- Loredo, J., Ordóñez, A., Fernández-Martínez, R., Rucandío, M.I. (2006). *Biodisponibilidad de Mercurio en Suelos Contaminados por Explotaciones Mineras*. Recuperado de <http://ingenierosdeminas.org/documentos/05-Geoquimica%20ambiental-8.pdf>
- Lozada, J. R. (2000). Clasificación ecológica de especies arbóreas, con fines de aprovechamiento forestal, en la Estación Experimental Caparo. *Forest*, 44(1), 81-91.
- López, G. J. V. (2014). *Aplicabilidad de la Biolixiviación como un Método Sustitutivo de la Amalgamación con Mercurio para la Recuperación del oro en la Minería Artesanal del Sur de Perú* (Tesis de Grado). Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), Catalunya.
- Madeddu, R. B. (2005). *Estudio de la Influencia del Cadmio Sobre el Medio Ambiente y el Organismo Humano: Perspectivas Experimentales, Epidemiológicas y Morfocionales en el Hombre y en los Animales de Experimentación* (Tesis Doctoral), Universidad de Granada, Granada.
- Mahler, R. (2003). *General overview of nutrition for field and container crops*. Recuperado de <http://www.rngr.net/publications/proceedings/2003/PDF.2004-06-08.5036>
- Marcano, T. (2000). *La Contaminación con Cadmio en Suelos Agrícolas, Cadmium contamination in agricultural soils*. Recuperado de saber.ucv.ve/ojs/index.php/rev_venes/article/download/1112/1040
- Marrugo-Negrete, J., Durango-Hernández, J., Pinedo-Hernández, J., Olivero-Verbel, J., Díez, S. (2015). Phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Jatropha curcas*. *Chemosphere*, 127 (2015), 58–63.
- McCutcheon, C. S. y Schnoor, L. J. (2003). *Phytoremediation: transformation and control of contaminants*. DOI: 10.1002/047127304X. recuperado de onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/047127304X
- Medina, R. J. A., In Vallejo, A. S. A., In Rocha, J. M. (2001). *Elementos a considerar para integrar las bases de política para la prevención de la contaminación del suelo y su remediación*. Mexico: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, SEMARNAT, 2001.
- Menadier, S. M. A., (2009). *Biolixiviación de Piritas por Acidithiobacillus ferrooxidans y Cepas Nativas* (Tesis de Grado). Universidad de Chile, Santiago de Chile.
- Millán, R., Carpena, R., Schmid, T., Sierra, M., Moreno, E., Peñalosa, J., Gamarra R., Esteban E. (2007). Rehabilitación de suelos contaminados con mercurio: estrategias aplicables en el

- área de Almadén. *Ecosistemas*, 2007/2. recuperado de http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=487&Id_Categoria=2&tipo=portada
- MINAM. Ministerio del Ambiente (2009). *Causas y Medidas de Mitigación a la Deforestación en Áreas Críticas de la Amazonía Peruana y a la Emisión de Gases de Efecto Invernadero*. Recuperado de <http://www.minam.gob.pe>
- MINEM. Ministerio de Energía y Minas del Perú (2009). *Produccion Minera . Mining Annual Report*. Recuperado de https://www.academia.edu/9747638/MINISTERIO_DE_ENERG%C3%8DA_Y_MINAS_DEL_PER%C3%9A_MINISTRY_OF_ENERGY_AND_MINES_OF_PERU
- Moffat, A. S. (1999). Engineering Plants to Cope With Metals. *Science*, 285 (5426),369-370 doi: 10.1126/science.285.5426.369
- Montaño, N. M. (2015). Biorremediación de Suelos y Aguas. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 31 (2), 195-196. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992015000200010
- N.A.S. National Academy of Sciences (1977). Medical and biologic effects of environmental pollutants: Arsenic. *Washington*. Recuperado de <http://www.nap.edu/read/9003/chapter/1>
- Navarro-Aviñó, J. I. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas: Departamento de Biología Vegetal. *Ecosistemas*, 16 (2): 10-25. Recuperado de <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=488>
- Nazir, R., Khan, M., Masab, M., Rehman, H. U., Rauf, N. U., Shahab, S., Ameer, N., Sajed, M., Ullah, M., Rafeeq, M., Shaheen, Z. (2015). Accumulation of Heavy Metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants and analysis of physico-chemical parameters of soil and water Collected from Tanda Dam kohat. *Journal Pharmaceutical Sciences and Research*, 7(3), 89-97.
- Nordberg, G. (2000). *Metales: Propiedades Químicas y Toxicidad*. Recuperado de <http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/TextosOnline/EnciclopediaOIT/tomo2/63.pdf>
- OMS. Organización Mundial de Salud (2012). *Nota descriptiva: El mercurio y la salud*. Recuperado de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/es/>
- OPS/OMS. Organización Panamericana de la Salud y Organización Mundial de Salud (2011). *Cooperación técnica entre Brasil, Bolivia y Colombia: Teoría y Práctica para el Fortalecimiento de la Vigilancia de la Salud de Poblaciones Expuestas a Mercurio*. La Paz: All Type Assessoria Editorial. 1(1), 1-99.

- Orroño, D. I. (2002). *Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género Pelargonium: suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad* (Tesis Doctoral). Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Ortega-Ortiz, H., Benavides-Mendoza, A., Arteaga, A. R., Zermeño-González, A., (2010). *Fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados*. Recuperado de abenmen.com/a/Nutricion_Vegetal-4.pdf
- Ortega-Ortega, R. E., Beltrán-Herrera, J. D., Marrugo-Negrete, J. L. (2011). Acumulación de mercurio (Hg) por caña flecha (*Gynerium sagittatum*) (Aubl) Beauv. in vitro. *Columb. Biotecnol*, 8(1), 33-41.
- Pachas, V. H. (2013). *Conflictos sociales en Madre de Dios: El caso de la minería en pequeña escala de oro y la ilegalidad*. Madre de Dios: Asociación Gráfica Educativa.
- Pacotaype, J. E. (2014). *Determinación de plomo y arsénico en jugo de caña de azúcar (Saccharum officinarum) por espectroscopia de absorción atómica en Lima Metropolitana* (Tesis de Grado). Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima.
- Picazo, F. J. (2014). *Determinación de Cadmio(Cd) en Suelos Agrícolas Dedicados a la Producción de Alfalfa Medicago Sativa Irrigado con Aguas Residuales* (tesis de grado). Universidad Autónoma Agraria "Antonio Narro", México. Recuperado de <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/handle/123456789/101>
- Pineda, H. (2004). *Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de Glomus Intraradices en la Absorción y Translocación de Zinc y Cobre en Girasol (Helianthus Annuus L.) Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina* (Tesis Doctoral). Universidad de Colima, Tecoman. Recuperado de http://ridum.umanizales.edu.co:8080/xmlui/bitstream/handle/6789/1581/402_Sepulveda_Asprilla_Niza_In%C3%A9s.pdf?sequence=1
- PQB. Por que Biotecnología (2007). *El portal de la Biotecnología*. Recuperado de http://www.porquebiotecnologia.com.ar/educacion/cuaderno/ec_36.asp?cuaderno=36
- Prieto, M. J., González, R. C., Román, G. A., Prieto, G. F., (2009). Contaminación y Fitotoxicidad en Plantas por Metales Pesados Provenientes del Suelo y Agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29 - 44.
- Prieto, L. F. (2008). Árboles para Ibagué Especies que Fortalecen la Estructura Ecológica Principal, *Nodo*, 3(5), 71-84.
- Prieto-García, F., Callejas, J., Lechuga, M., Gaytan, J. C., Barrado, E. E. (2005). Acumulación en Tejidos Vegetales de Arsénico Proveniente de Aguas y Suelos de Zimapán. *Bioagro*, 17(3), 129-135.
- Puga, S., Sosa, M., Lebgue, T., Quintana, C. y Campos, A.,(2006). Contaminación por Metales Pesados en Suelo Provocada por la Industria Minera. *Ecología Aplicada*, 5(002), 149-155.

- Ramírez, A. (2002). Toxicología del cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. *Anales de la Facultad de Medicina*, 63(1), 51 - 64.
- Raskin, I. R. (1997). Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology*, 8(2), 221–226. doi:10.1016/S0958-1669(97)80106-1
- Reyes, L. M. (2006). *Evaluación de Suelos y Especies Vegetales con Potencial de Acumulación de Metales Pesados* (Tesis de Master). Universidad Autónoma de Chihuahua, México. Recuperado de <http://eprints.uach.mx/107/1/ZOO-TP-00040.pdf>
- Reynel, C., Pennington, R., Pennington, T., Flores, C. y Daza, A. (2003). *Arboles útiles de la amazonia peruana y sus usos, un manual con apuntes de identificación, ecología y propagación de las especies*. Lima: Royal Botanic Gardens Kew, Royal Botanic Gardens Edinburgh e ICRAF: Tarea Asociacion Gráfica Educativa, 2003.
- Reynel, C., Pennington, R., Pennington, J., Daza, A. M. (2007). *Arboles útiles del Ande peruano y sus usos: un manual con apuntes de identificación, ecología y propagación de las especies de la Sierra y los Bosques Montanos en el Perú*. Lima: Lima (Perú). Darwin Initiative Project. 2007.
- Rivera, R. E., Camejo, P. Y., Moya, F. J., López-Méndez, J. L., Munguía-Bravo, M. (2011). Estudio de Biolixiviación de un Mineral de Sulfuros de Cobre de Baja Ley con bacterias Tio- y Ferro-oxidantes en Condiciones Termófilas. *Revista de la Facultad de Ingeniería*, 26 (2011), 65-73
- Rodríguez, J. C., Rodríguez, H., Reyes, G. d., Cerda, J. M. y Lara, J. L. (2006). Capacidad de seis Especies Vegetales para Acumular Plomo en Suelos Contaminados. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 29 (3), 239 – 245.
- Rodriguez-serrano, M., casa, N. M., Romero-Puertas, M., Rio, L. d. y Sandalio, L.M. (2008). Toxicidad del Cadmio en las Plantas. *Ecosistemas*, 17 (3): 139-146.
- Román, F., Liones, R. D., Sautu, A., Deago, J. y Hall, J. S. (2012). *Guía para la propagacion de 120 especies de arboles nativos de panama y el neotropico*. Panama: Dr. Pedro Brancalion, Dr. Samuel Levy Tacher, Dr. Mark Ashton.
- Román-Dañobeytia, F., Huayllani, M., Michi, A., Ibarra, F., Loayza-Muro, R., Vazquez, T.,Rodriguez, L., Garcia, M., (2015). Reforestation with four native tree species after abandoned gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering*, 85(2015), 39–46.
- Sánchez, N., Riverob, C. y Yadira, M. (2011). Cadmio disponible en dos suelos de Venezuela: efecto del fósforo. *Ingeniería UC*, 18(2), 7-14.

- Sauve, S. H. (2000). *Solid- Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter*. *Environmental Science Technology*, 34(2000)1125–1131.
- Seoáñez, C. M. (1999). *El suelo como depurador*. En *Ingeniería del medio ambiente: Aplicada al medio natural continental*. México: Mundi-Prensa.
- Sepulveda, T. V. y Trejo, V. J. (2002). *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*. Mexico: Raúl Marcó del Pont Lalli. Recuperado de <http://www.inecc.gob.mx/descargas/publicaciones/372.pdf>
- SER. Society for Ecological Restoration (2004). *Principios de SER International sobre la restauración ecológica*. Recuperado de http://www.ser.org/docs/default-document-library/ser-primer-spanish_final_graphics.pdf?sfvrsn=2
- Soiís-Valdez, S., Pérez-Arvizú, O., Garcés A. E. (2011). *Contenido de Mercurio Total en Cultivos Agrícolas de la Zona Minera de San Joaquin, al Sur de la Sierra Gorda, Qro.* Recuperado de <http://www.biblioteca.juriquilla.unam.mx/WONDERLAND/CGEO%20-ARCHIVOS%20LEGIBLES/103Solis2010.pdf>.
- Song, E. (2003). Engineering tolerance and accumulation of lead and cadmium in transgenic plants. *Nature Biotechnol*, 21(8), 914-919.
- Su, Y., Han, F., Shiyab, S., Monts, D.L. (2007). *Phytoextraction and Accumulation of Mercury in Selected Plant Species Grown in Soil Contaminated with Different Mercury Compounds*. Recuperado de <http://www.wmsym.org/archives/2007/pdfs/7174.pdf>
- Susarla, S. V. (2002). Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, 18(5):647-658.
- SPDA. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental (2014). Perú. En D. D. Valencia, L. y Ipenza, P. C. *La realidad de la minería ilegal en países amazónicos* (pp. 175-215). Lima: Sociedad Peruana de Derecho Ambiental.
- Vargas, D. G. (2006). *Efectos fisiológicos y compartimentalización radicular en plantas de zea maiz L. expuestas a la toxicidad de plomo* (Tesis Doctoral). Universidad autónoma de Barcelona, Barcelona.
- Vargas-Palominos, L., Martínez-Trujillo, M., Ortiz-Castro, R. y López-Bucio, J. (2007). Efecto de metales pesados sobre el crecimiento de la raíz primaria de *Arabinopsis thaliana* L. *Ciencia Nicolaita*, 2007(49), 101-112.
- Vargas, W. (2001). *Madre de Dios, camino al desarrollo sostenible: Propuesta de Zonificación Ecológica Económica como base para el Ordenamiento Territorial*. Puerto Maldonado: C.E.T.A.
- Vidali, M. (2001). Bioremediation. An overview. *Pure and Applied Chemistry*, 73(7), 1163–1172.

- Vig, K. M. (2003). Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil. *Advances in Environmental Research*, 8(2003), 121-135.
- Voijant, B., Sheikh, S. R., Basri, H., Idris, M. y Mukhlisin, N. A. (2011). A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 2011(1), 1-31. doi:10.1155/2011/939161
- Vullo, D. L. (2003). Microorganismos y Metales Pesados: Una Interacción en Beneficio del Medio Ambiente. *Química Viva* 2(3), 2003. Recuperado de www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar.
- Walsh, L. y Keeney (1975). Behaviour and phytotoxicity of inorganics arsenicals in soil. *Arsenical Pesticides. American Chemical Society Symposium* 7(1975), 35-52.
- Wang, Y. (2004). *Phytoremediation of mercury by terrestrial plants*. Recuperado de <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:192263/FULLTEXT01.pdf>
- Wang, Y. P. (1992). Effects of Vesicular- Arbuscular Mycorrhizae and Heavy Metals on the Growth of Soybean and Phosphate and Heavy Metal Uptake by Soybean in Major Soil Groups of Taiwan. *Journal Agricultural Association China* 1(157), 6-20.
- Watanabe, K. (2001.). Microorganisms relevant to bioremediation. *Current Opinion in Biotechnology-Biotechnology*, 12(3):237-41.
- Wong, M. H. (1982). Metal cotolerance to copper, lead and zinc in *Festuca rubra*. *Environ*, 29(1):42-7.
- Yamamoto, P. y Barra, C. M. (2003). *Especies Nativas con Potencial Para la Reforestacion en la Provincia de Oxapampa y Fichas Tecnicas de las Especies de Mayor Prioridad*. Recuperado de <http://www.infobosques.com/descargas/biblioteca/70.pdf>
- Zegers, C. D. (2004). *Ecología Forestal, El bosque y su Medio Ambiente* . Chile: Editorial Universitaria Austral de Chile .
- Zhang, C., Appel E. y Qiao, Q. (2013). Heavy metal pollution in farmland irrigated with river water near a steel plant-magnetic and geochemical signature. *Geophysical Journal International*, 192(2013),963-974. doi: 10.1093/gji/ggs079