



**EFICIENCIA DEL LOMBRICOMPOSTAJE EN LA
BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS DEGRADADOS POR LA
MINERÍA A CIELO ABIERTO EN EL MUNICIPIO DE UNIÓN
PANAMERICANA, DEPARTAMENTO DEL CHOCÓ.**

Tatiana Mosquera Córdoba

Universidad de Manizales

Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas

Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Centro de Educación a Distancia – CEDUM

Manizales, Colombia

2016

EFICIENCIA DEL LOMBRICOMPOSTAJE EN LA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS DEGRADADOS POR LA MINERÍA A CIELO ABIERTO EN EL MUNICIPIO DE UNIÓN PANAMERICANA, DEPARTAMENTO DEL CHOCÓ.

Tatiana Mosquera Córdoba

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Director:

PhD. Jhon Fredy Betancur P.

Asesor:

I.A. PhD. Juan Carlos Montoya Salazar

Línea de investigación:

Biosistemas Integrados

Grupo de Investigación:

Centro de Investigaciones en Medio Ambiente y Desarrollo

Universidad de Manizales

Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas

Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Centro de Educación a Distancia – CEDUM

Manizales, Colombia

2016.

Dedicatoria

A mis padres Nelly de J. Córdoba Palacios, Alirio Mosquera Mosquera, & mi novio José A. Becerra Hinestroza que han sido mi apoyo moral e incondicional para seguir forjando mi camino como profesional y alcanzar mis metas.

Tatiana Mosquera Córdoba

Agradecimientos

A Dios señor y dador de vida, por darme la sabiduría y fortaleza para seguir cosechando una vida llena de éxitos.

A Jhon Fredy Betancur & Juan Carlos Montoya Salazar, Director y Asesor. Quienes con su constante aporte contribuyeron al desarrollo de este trabajo.

Al Ingeniero Ariel castro Beltrán, por su colaboración permanente en el desarrollo del trabajo de campo de esta investigación.

CONTENIDO

i.	RESUMEN	I
ii.	ABSTRACT	II
iii.	LISTA DE FIGURAS	III
IV	LISTA DE TABLAS	IV
CAPÍTULO I.	1
CONTEXTO GENERAL Y METODOLÓGICO	1
1. INT RODUCCIÓN	1
1.1. MARCO TEORICO	2
Unión Panamericana	2
Minería a cielo abierto	2
Minería en la región del San Juan	3
Metales Pesados en el Ambiente.	4
Efecto de los Metales Pesados en el Suelo	5
Movilización de Metales Pesados en el Suelo	6
Biorremediación	7
Estrategias para la biorremediación de suelos contaminados	8
Biorremediación in situ	9
Bioventilación o inyección de aire	10
Biosparging	10
Biorremediación ex situ	10
Laboreo del suelo (landfarming)	10
Compostaje	11
Biopilas	11
Reactores con suelo en suspensión (slurry)	11
Lombricultura	11
1.2. ANTECEDENTES	14
1.3. JUSTIFICACIÓN	20
1.4. OBJETIVOS	22
1.4.1 Objetivo General	22
1.4.2 Objetivos Específicos	22

HIPÓTESIS.....	22
1.5 METODOLOGÍA.....	23
ÁREA DE ESTUDIO.....	23
1.5.1. MÉTODOS.....	25
1.5.2. Caracterización fisicoquímica del suelo	25
1.5.2.1. Montaje del proceso y seguimiento.....	26
Materiales utilizados.....	26
Herramientas.....	26
1.5.2.2. Descripción de tratamientos.....	27
1.5.2.3. Obtención de la Harina de Lombriz.....	30
1.5.2.4. Análisis organoléptico y Fisicoquímico de la harina de Lombriz	30
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	32
CAPITULO II.	33
DISCUSIÓN Y RESULTADOS	33
2.1. Caracterización del suelo en estudio.....	33
2.2. NÚMERO Y TALLA DE LA LOMBRIZ (<i>Eisenia Foetida</i>)	40
COMPOSICION FISICO QUIMICA DE LA HARINA DE LOMBRIZ.....	43
CAPITULO III	48
CONCLUSIONES.....	48
IV. RECOMENDACIONES	50
V. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51
VI. ANEXOS	57

i. RESUMEN

A partir del empleo de la Biorremediación, se evaluó el desempeño de la técnica de lombricompostaje para descontaminar suelos con mercurio procedentes de minería a cielo abierto en el Municipio de Unión Panamericana, Chocó – Colombia. Para llevar a cabo el proceso se estableció un diseño experimental en bloques completos al azar con tres repeticiones. Los tratamientos empleados fueron: T1 (suelo contaminado con Hg (100%) + lombrices (*Eisenia foetida*)), T2 (suelo contaminado con Hg (50%) + compost no contaminado (50%) + lombrices (*Eisenia foetida*)), T3 (Compost contaminado con Hg (100%) + lombrices (*Eisenia foetida*)), y T4 (Compost no contaminado + lombrices (*Eisenia foetida*)). Este proceso se llevó a cabo durante un periodo de 133 días para observar la evolución de la remoción de mercurio, en el tratamiento uno (1) dos (2) y tres (3) a través de análisis de laboratorio.

Los resultados a nivel de laboratorio permitieron determinar que en el tratamiento tres (3) se presentó la mayor remoción de Hg (65%), seguido del tratamiento dos (2) con el 43% y el tratamiento uno (1) con el 28%.

Referente a las variables secundarias estudiadas, de pH, MOS (materia orgánica), CIC (Capacidad de intercambio catiónico) textura, densidad aparente y humedad del suelos, los resultados expresaron que hay variabilidad significativa en los parámetros fisicoquímicos evaluados.

En referencia de la población final y el tamaño de las lombrices *Eisenia Foetida*, solo se afectaron en el T1, donde aumentaron en 20% y 5% respectivamente y los demás tratamientos hasta un 50% más. Los resultados demuestran que el uso combinado de lombriz roja californiana y compostaje son una alternativa eficiente para la biorremediación de suelos contaminados.

Palabras clave: Biorremediación, Lombricompostaje, Tratamientos, mercurio (Hg).

iii. ABSTRACT

From the use of bioremediación, the performance was evaluated vermiculture technique for decontaminating soils with mercury from open pit mining in the municipality of Pan American Union, sky Choco - Colombia. To carry out the process established an experimental design in randomized complete block design with three replications. The treatment used were: T1 (Hg contaminated soil (100%) + worms (*Eisenia foetida*)), T2, T3 (Compost contaminated with Hg (100%) + earthworms (*Eisenia foetida*)), and T4 (contaminated Hg (50%) + compost uncontaminated (50%) + earthworms (*Eisenia foetida*) soil) (Compost uncontaminated + worms (*Eisenia foetida*)). This process took place over a period of 133 days to observe the evolution of mercury removal in the treatment one (1) two (2) and three (3) through laboratory analysis.

The results in the laboratory allowed to determine that treatment three (3) had the highest removal of Hg (65%), followed by treatment two (2) with 43% and treatment one (1) 28%.

Regarding the secondary endpoints studied, pH, MOS (organic matter), CEC (cation exchange capacity) texture, bulk density and soil moisture, the results expressed that there is significant variability in the physical and chemical parameters evaluated.

Referring to the final population and the size of the earthworm *Eisenia foetida*, they will only be affected in Q1, which increased by 20% and 5% respectively and other treatments up to 50% more. The results show that the combined use of Californian red worm and composting are an efficient alternative for the bioremediación of contaminated soils.

Keywords: Bioremediación, vermicomposting, treatments, mercury (Hg).

V. LISTA DE FIGURAS	Pág.
Figura N°1. Ubicación Geográfica del municipio de unión panamericana - Chocó.	23
Figura N°2. Recolección de muestras de suelo.	24
Figura N°3. Dimensiones de las canastas plásticas	25
Figura N°4. Sistema de recolección de lixiviados	26
Figura N°5. Tratamientos	26
Figura N°6. Tratamiento N°1	28
Figura N°7. Tratamiento N°2	28
Figura N°8. Tratamiento N°3	28
Figura N°9. Tratamiento N°4	29
Figura N°10. Apariencia de las Lombrices (<i>Eisenia foetida</i>) desarrollada	30
Figura N°11. Evolución de la remoción de mercurio en el proceso de biorremediación.	35
Figura N° 12. Porcentajes de remoción de mercurio (Hg).	36
Figura N° 13. Crecimiento en talla promedio de la lombriz (<i>Eisenia foetida</i>).	38
Figura N° 14. Comportamiento del crecimiento poblacional de la lombriz (<i>Eisenia Foetida</i>).	38
Figura N° 15. Concentración de contaminación de la lombriz <i>Esenia Foetida</i> .	40

Vi. LISTA DE TABLAS	Pág.
Tabla N°1. Parámetros fisicoquímicos evaluados del suelo en estudio.	35
Tabla N°2. Correlación de datos del mercurio y composición química de los suelos en estudio.	36
Tabla N°3. Análisis de varianza (ANOVA – Modelo lineal) para los diferentes tratamientos	37
Tabla N°4. Desviación estándar de los diferentes tratamientos.	37
Tabla N°5. Tamaño promedio de la lombriz <i>Eisenia foetida</i> por cm	37
Tabla N°6. Número de lombrices (<i>Eisenia foetida</i>).	38
Tabla N°7. Masa promedio de la lombriz	39
Tabla N°8. Composición físico química de la Lombriz (<i>Esenia Foetida</i>)	41

CAPÍTULO I.

CONTEXTO GENERAL Y METODOLÓGICO

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad el desarrollo de la actividad industrial minera es objeto de interés para las diferentes ramas de la investigación, ya que de esta se generan una gran variedad de residuos y elementos considerados potencialmente peligrosos, que afectan el medio ambiente y la salud de las personas, de esta misma manera se crean problemas de desequilibrios ecológicos y una progresiva degradación de los recursos naturales causados por la gran diversidad y concentraciones de contaminantes tóxicos de origen orgánico e inorgánico generando contaminación en la atmósfera, agua y suelo, como consecuencia las zonas intervenidas terminan desérticas con un irremediable deterioro en el ambiente.

En este orden de ideas, como anteriormente se viene refiriendo, uno de los efectos más indeseables de la actividad minera es la contaminación de los suelos y subsuelos, lo cual viene siendo motivo de gran importancia que conlleva a la búsqueda de diferentes estrategias, métodos y/o alternativas que ayuden a contrarrestar dicho problema. Dentro de este marco se centra la investigación Biorremediación de Suelos Degradados por la Minería a Cielo Abierto en el Municipio de Unión Panamericana, Departamento del Chocó, cuyo objetivo principal es evaluar la biotecnología de biorremediación mediante el lombricompuesto.

Esta investigación aporta una herramienta útil que permite biorremediar suelos contaminados por la actividad industrial minería, de una manera amigable con el ambiente, eficiente, rápida y a muy bajo costo.

Como idea central se evaluó el porcentaje de remoción de mercurio en suelos utilizando lombriz roja californiana durante un periodo de tiempo de 4 meses, utilizando 4 tratamientos; que posteriormente a través de análisis de laboratorio arrojaran resultados de interés en la investigación. `

1.1. MARCO TEORICO

Unión Panamericana

Se encuentra geoestratégicamente ubicado en la parte sur oriental del departamento del Chocó, sobre la vía que de Pereira conduce a Quibdó; La ubicación estratégica de su cabecera municipal como bisagra que une a los municipios de la subregión del San Juan con los del Atrato, El Eje Cafetero y la salida al Mar por la Panamericana, le abre inmenso futuro a esta entidad territorial en el mediano plazo. La producción minera, base de su economía y el futuro del desarrollo turístico a través del corredor Eje Cafetero – Litoral – Animas – Quibdó - Medellín, lo convierten en el Municipio con mejores perspectivas de Desarrollo en el Chocó, por ser sitio obligado de transito con el interior del país.

Minería a cielo abierto

La minería a cielo abierto es una actividad industrial de alto impacto ambiental, social y cultural. Es también una actividad industrial insostenible por definición, en la medida en que la explotación del recurso supone su agotamiento.

Las innovaciones técnicas que ha experimentado la minería a partir de la segunda mitad del presente siglo han modificado radicalmente la actividad, de modo que se ha pasado del aprovechamiento de vetas subterráneas de gran calidad a la explotación en minas a cielo abierto de minerales de menor calidad diseminados en grandes yacimientos.

La minería a cielo abierto remueve la capa superficial o sobrecarga de la tierra para hacer accesibles los extensos yacimientos de mineral de baja calidad. Los modernos equipos de excavación, las cintas transportadoras, la gran maquinaria, el uso de nuevos insumos y las tuberías de distribución permiten hoy remover montañas enteras en cuestión de horas, haciendo rentable la extracción de menos de un gramo de oro por tonelada de material removido.

La minería a cielo abierto utiliza, de manera intensiva, grandes cantidades de cianuro, una sustancia muy tóxica, que permite recuperar el oro del resto del material removido. Para desarrollar todo este proceso, se requiere que el yacimiento abarque grandes extensiones y que se encuentre cerca de la superficie. Como parte del proceso, se cavan cráteres gigantescos, que pueden llegar a tener más de 150 hectáreas de extensión y más de 500 metros de profundidad (Olmedo, 2009).

Minería en la región del San Juan

La extracción de metales preciosos en el departamento del Chocó ha estado asociado a la historia de poblamiento de la región; las evidencias de su desarrollo datan desde la época de la colonia hasta hoy, su mayor influencia y desarrollo ha estado concentrada en los municipios de la subregión del San Juan, y en Alto y Medio Atrato (CODECHOCO-IIAP, 2011).

La minería artesanal se desarrolla utilizando métodos rudimentarios y tecnologías casi obsoletas, y se realiza a menudo por mineros de poca capacidad económica, debido a la facilidad de su manejo, bajos costos y efectividad de los métodos usados.

El uso del mercurio en la minería en el Chocó está asociado al proceso de beneficio metalúrgico, es ampliamente usado por los entables mineros mecanizados, el cual, se utiliza para la recuperación del oro mediante amalgamación, pero debido a la forma empleada, la mayor parte se vierte a los ríos; es así como el mercurio se transforma en metil mercurio al

asentarse en medios acuáticos ocasionando demasiados problemas en el ambiente.
(CODECHOCO-IIAP, 2011)

Metales Pesados en el Ambiente.

Los metales pesados contribuyen fuertemente a la contaminación ambiental, la cantidad de metales disponibles en el suelo 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 *et al.*, 2000). Además, son definidos como elementos con propiedades metálicas (conductibilidad, ductilidad, etc.), número atómico mayor de 20, y cuya densidad es mayor a los 5 g/cm³. Se consideran metales pesados el plomo, cadmio, cromo, mercurio, zinc, cobre, plata y arsénico, constituyen un grupo de gran importancia, ya que algunos son esenciales para las células, pero en altas concentraciones pueden resultar tóxicos para los seres vivos, tales como humanos, organismos del suelo, plantas y animales (Spain *et al.*, 2003).

Estos contaminantes pueden alcanzar niveles de concentración que provocan efectos negativos en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo como: reducción del contenido de materia orgánica, disminución de nutrientes, variación del pH generando suelos ácidos, amplias fluctuaciones en la temperatura, efectos adversos en el número, diversidad y actividad en los microorganismos de la rizósfera, dificultan el crecimiento de una cubierta vegetal protectora favoreciendo la aridez, erosión del suelo, y la dispersión de los contaminantes hacia zonas y acuíferos adyacentes y como consecuencia aumenta la vulnerabilidad de la planta al ataque por insectos, plagas y enfermedades, afectando su desarrollo (Zhang *et al.*, 2000).

Las principales fuentes de metales pesados son actividades naturales, como desgastes de cerros, volcanes, que constituyen una fuente relevante de los metales pesados en el suelo, así

como también actividades antropogénicas como la industria minera que está catalogada como una de las actividades industriales más generadora de metales pesados.

En el suelo, los metales pesados, están presentes como iones libres, compuestos metálicos solubles, compuestos insolubles como óxidos, carbonatos e hidróxidos, (Pineda, 2004).

Dentro de los metales pesados hay dos grupos; oligoelementos o micronutrientes: son los requeridos en pequeñas cantidades o cantidades traza por plantas y animales y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral se vuelven tóxicos.

Como el As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Fe, Se y Zn y metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva apareja disfunciones en el funcionamiento de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos, el Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, Sn, Tl (García y Dorronsoro, 2005).

Efecto de los Metales Pesados en el Suelo

Cuando el contenido de metales pesados en el suelo alcanza niveles que rebasan los límites máximos permitidos causan efectos inmediatos como inhibición del crecimiento normal y el desarrollo de las plantas, y un disturbio funcional en otros componentes del ambiente así como la disminución de las poblaciones microbianas del suelo, el término que se usa o se emplea es "polución de suelos" (Martín, 2000).

En el suelo, los metales pesados están presentes como iones libres, compuestos metálicos solubles, compuestos insolubles como óxidos, carbonatos e hidróxidos. Su acción 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 -SH (sulfhidrilos) de las proteínas, causando daños irreversibles en los diferentes organismos. La contaminación en

suelos por metales pesados ocurre cuando estos son irrigados con aguas procedentes de desechos de minas, aguas residuales contaminadas de parques industriales y municipales y filtraciones de presas de jales (Wang *et al.*, 1992).

Movilización de Metales Pesados en el Suelo

La contaminación del suelo por metales pesados está fundamentalmente relacionada con diferentes tipos de actividades humanas. Una vez en el suelo, éstos pueden quedar retenidos en el mismo, pero también pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos (Pagnanelli *et al.*, 2004). Los metales pesados adicionados a los suelos se redistribuyen y reparten lentamente entre los componentes de la fase sólida. Dicha redistribución se caracteriza por una rápida retención inicial y posteriores reacciones lentas, dependiendo de las especies del metal, propiedades del suelo, nivel de introducción y tiempo (Han *et al.*, 2003).

La movilidad relativa de los elementos traza en suelos es de suma importancia en cuanto a su disponibilidad y su potencial para lixiviarse de los perfiles del suelo al agua subterránea y difiere de si su origen es natural o antrópico y, dentro de este último, al tipo de fuente antrópica (Burt *et al.*, 2003).

Los factores que influyen en la movilización de metales pesados en el suelo son: Características del suelo: pH, potencial redox, composición iónica de la solución del suelo, capacidad de cambio, presencia de carbonatos, materia orgánica, textura; naturaleza de la contaminación: origen de los metales y forma de deposición y condiciones medioambientales: acidificación, cambios en las condiciones redox, variación de temperatura y humedad (Sauquillo *et al.*, 2003).

En general, los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías: quedan retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la fase acuosa del suelo, ocupando sitios de intercambio o específicamente adsorbidos sobre constituyentes inorgánicos del suelo,

asociados con la materia orgánica del suelo y/o precipitados como sólidos puros o mixtos; pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas; pasan a la atmósfera por volatilización y se movilizan a las aguas superficiales o subterráneas (García y Dorronsoro, 2005).

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 *et al.*, 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 *et al.*, 2002).

Biorremediación

La biorremediación es una tecnología que utiliza el potencial metabólico de los microorganismos (fundamentalmente bacterias, pero también hongos y levaduras) para transformar contaminantes orgánicos en compuestos más simples poco o nada contaminantes, y, por tanto, se puede utilizar para limpiar terrenos o aguas contaminadas (Glazer y Nikaido, 1995) (Sánchez Martín, 2006).

Su ámbito de aplicabilidad es muy amplio, pudiendo considerarse como objeto cada uno de los estados de la materia (Atlas y Unterman, 1999):

Sólido. Con aplicaciones sobre medios contaminados como suelos o sedimentos, o bien directamente en lodos, residuos, entre otros.

Líquido. Aguas superficiales y subterráneas, aguas residuales.

Gases. Emisiones industriales, así como productos derivados del tratamiento de aguas o suelos.

También se puede realizar una clasificación en función de los contaminantes con los que se puede trabajar (Alexander, 1999; Eweis *et al.*, 1999):

Hidrocarburos de todo tipo (alifáticos, aromáticos, BTEX, PAHs, entre otros).

Hidrocarburos clorados (PCBs, TCE, PCE, pesticidas, herbicidas, entre otros).

Compuestos nitroaromáticos (TNT y otros).

Metales pesados. Estos no se metabolizan por los microorganismos de manera apreciable, pero pueden ser inmovilizados o precipitados.

Otros contaminantes. Compuestos organofosforados, cianuros, fenoles, entre otros (Sánchez Martín, 2006).

En la biorremediación se usan microorganismos tales como bacterias, protozoos y hongos para degradar contaminantes en compuestos menos o no tóxicos (United States Environmental Protection Agency, 2001). Los microorganismos usan el carbón del contaminante como fuente de energía, degradando de esta forma el contaminante, Saval, S., y Lesser, J. (2000), documentaron una experiencia de caracterización y remediación de un suelo arcilloso contaminado con hidrocarburos sobre la superficie de un terreno en el que existieron fugas de combustibles con anterioridad, este fue sometido a tratamiento de biorremediación por medio de reactores a nivel piloto agregando microorganismos y algunos nutrientes. El estudio concluyó que la concentración de diesel se redujo de 20000 a menos de 300 mg/L y el contenido de gasolina no fue detectable (Ñustez, 2014).

Estrategias para la biorremediación de suelos contaminados

Las tecnologías de biorremediación de suelos contaminados fueron desarrolladas para acelerar el proceso natural de la recuperación de suelos. Este efecto es logrado mediante la optimización de la capacidad natural de microorganismos para degradar un contaminante, proporcionando

las condiciones esenciales para el crecimiento y la biodisponibilidad del contaminante, así como la reducción del estrés abiótico sobre la microflora (Vidali, 2001).

Se han empleado diferentes criterios a la hora de clasificar las estrategias de biorremediación de suelos contaminados. Si la eliminación de los contaminantes implica el uso de la microflora presente en el mismo sitio de la contaminación (microflora endógena), la biorremediación se considera como un sistema de tratamiento natural en el cual la acción del hombre se limita a estimular la acción de estos agentes mediante la adición de determinados nutrientes o aire. La estrategia más básica de biorremediación natural consiste en permitir que la microflora autóctona actúe sobre el contaminante sin ninguna intervención (Vidali, 2001).

Por otro lado, si se determina que la microflora autóctona del suelo no es suficientemente activa para degradar los contaminantes presentes, se hace necesario inocular microorganismos especializados en degradar el tipo de contaminante específico (microflora exógena) (Gentry *et al.*, 2004, Domde *et al.*, 2007).

Las tecnologías de biorremediación se han desarrollado para ser aplicadas *in situ* o *ex situ*, según la necesidad de mantener condiciones ambientales apropiadas para conseguir altas tasas de biodegradación de los contaminantes. En función de la estrategia empleada se describen a continuación las principales tecnologías de biorremediación de suelos.

Biorremediación in situ

Estas técnicas son generalmente las opciones más utilizadas, debido al bajo costo y a la poca intervención del suelo, ya que el tratamiento se realiza en el lugar, se evita la excavación y el transporte de contaminantes. Sin embargo, el tratamiento *in situ* es limitado por la profundidad del suelo. El oxígeno es uno de los factores de mayor importancia y que limita la eficacia del proceso sólo a unos cuantos centímetros en la superficie del suelo. Los tratamientos más importantes son (Vidali, 2001):

Bioventilación o inyección de aire

Este consiste en la ventilación forzada del suelo mediante la inyección a presión de oxígeno en la zona edáfica no saturada mediante pozos de inyección. Debido a la aireación del suelo, se va a favorecer la degradación de los hidrocarburos por dos motivos: por volatilización, facilitando la migración de la fase volátil de los contaminantes, y por biodegradación, ya que al incrementar la oxigenación del suelo se va a estimular la actividad microbiana. En estudios realizados para la remediación de suelos contaminados con tricloroetileno mediante esta técnica, se demostró una elevada degradación del contaminante (95%) (Sui *et al.*, 2006).

Biosparging

Es un método in situ que combina el efecto de la ventilación con la utilización de microorganismos autóctonos para degradar compuestos orgánicos adsorbidos por el suelo en la zona saturada. En el biosparging, el aire y los nutrientes se inyectan en la zona saturada para mejorar la actividad de los microorganismos presentes. Esta técnica se utiliza para la limpieza de los compuestos orgánicos en suelos y agua subterránea. Se ha demostrado la eficiencia del biosparging para la degradación de solventes clorados e hidrocarburos (Bass *et al.*, 2000).

Biorremediación ex situ

Esta alternativa es más rápida, fácil de controlar y ha sido empleada con éxito para tratar un amplio rango de contaminantes en diferentes tipos de suelos. Sin embargo, es necesaria la excavación y el tratamiento del suelo antes y algunas veces después de la etapa de biorremediación, por lo que presenta costos de operación superiores a los sistemas de biorremediación in situ.

Laboreo del suelo (landfarming)

Es una técnica simple en la cual el suelo contaminado es excavado y extendido sobre una membrana impermeable. Posteriormente, el suelo es removido periódicamente hasta que se degradan los agentes contaminantes. El objetivo de este tipo de tratamiento es estimular la

capacidad degradativa de los microorganismos autóctonos del suelo, mediante la aireación, el control de la humedad y la aplicación de nutrientes (Straube *et al.*, 2003).

Compostaje

Es una técnica que involucra la mezcla del suelo contaminado con residuos orgánicos, tales como abono y residuos agrícolas. La presencia de estos materiales orgánicos permite el desarrollo de una población microbiana y de una temperatura elevada (Ma *et al.*, 2003, Jiang *et al.*, 2006).

Biopilas

Es una mezcla entre la técnica laboreo de suelo y compostaje. Consiste en la formación de pilas de material biodegradable de dimensiones variables, formadas por suelo contaminado y materia orgánica (compost) en condiciones favorables para el desarrollo de los procesos de biodegradación de los contaminantes. Estas pilas de compost pueden ser aireadas de forma activa, volteando la pila, o bien de forma pasiva, mediante tubos perforados de aireación.

Reactores con suelo en suspensión (slurry)

La biorremediación con suelo en suspensión (o fase slurry) consiste en la mezcla de suelo contaminado con agua en un biorreactor, en el cual se adiciona nutrientes, microorganismos y aireación. El resultado de esta mezcla es una alta velocidad de degradación y un bajo periodo de tratamiento (Barbeau *et al.*, 1997, Quintero *et al.*, 2005, Quintero *et al.*, 2006).

Lombricultura

La lombricultura tuvo su origen en California, EE.UU., se extendió a Europa y finalmente hacia el resto del mundo; aplicando normas y técnicas de producción a la especie *Eisenia foetida* más comúnmente conocida como "lombriz roja californiana". En la cual se utilizan lombrices para digerir la materia orgánica provocando su degradación. El producto final es el

"lombricompuesto", caracterizado por su excelente calidad como abono orgánico, acondicionador de suelos o sustrato de cultivos (Díaz, 2002).

La Lombriz Roja Californiana (*Eisenia foetida*) es la más conocida y empleada en más del 80% de los criaderos del mundo. La humedad adecuada para su desarrollo es del 60-70%, el rango de temperatura es de 12-30°C, el pH óptimo es de cinco a ocho, la aireación es fundamental para la correcta respiración y desarrollo de las lombrices; el alimento principal es materia orgánica parcial o totalmente descompuesta, constituida por residuos vegetales, estiércoles, frutas, tubérculos y restos de aserraderos. El lombricompuesto es un fertilizante orgánico de buena calidad, cuya característica fundamental es la bioestabilidad, pues no da a lugar a fermentación o putrefacción. Se debe tener en cuenta que las temperaturas elevadas, los niveles de pH extremos, al igual que los gases tóxicos que emanan del estiércol durante los procesos de fermentación son letales para las lombrices, por lo cual, el material orgánico, empleado como alimento, debe estar total o parcialmente descompuesto (García & Solano, 2005).

Las lombrices en la actualidad se han convertido en el mejor aliado del hombre para combatir la contaminación que él mismo produce. Estos animales realizan con notable eficiencia la destoxificación de residuos orgánicos contaminados por microorganismos patógenos, parásitos e inclusive metales pesados.

En Uruguay, el ente sanitario del Estado (OSE) emplea lombrices para rehabilitar el lodo contaminado del alcantarillado y aguas servidas con el objetivo de transformarlo en un producto útil para la agricultura.

Esta experiencia de campo y las pruebas hechas en el laboratorio confirman que las lombrices son un agente descontaminante muy efectivo. Sin embargo, aún se desconoce con certeza cuál es el mecanismo bioquímico implicado en este proceso.

La especie que se utiliza en Uruguay para limpiar los lodos contaminados no es nativa sino introducida -su nombre científico es *Eisenia foetida*-. Proviene del Cáucaso y tiene un gran valor biotecnológico. Esta es una especie de lombriz cuyo hábitat no es el suelo, sino los desechos orgánicos: originariamente se desarrolla en el sustrato en el que se descomponen residuos de los bosques. Lo interesante es cómo esta lombriz, que vive en tierra fresca, es capaz de crecer y reproducirse en un medio donde hay una presión tóxica tan fuerte. En estos barro crecen organismos inferiores, como bacterias u hongos, pero no proliferan aquellos organismos que se sitúan en niveles más altos de la escala zoológica. No crece nada, excepto estas lombrices.

Este tipo de las lombrices mide entre 5 y 7 centímetros, y se especula que vive cerca de un año, aunque también se habla de una vida de 4 años y hasta de 16. Pero su capacidad como agente descontaminante no se mide por su longevidad, sino por su estrategia reproductiva. Estas lombrices, como los mosquitos, pertenecen a los llamados estrategias R, los cuales, cuando tienen recursos, se reproducen explosivamente, pero cuando la situación es adversa, se retraen.

Los investigadores señalaron que en un litro de material viven 200 individuos, lo que equivale, en peso, a entre 80 y 100 gramos de biomasa. Estos sorprendentes organismos reciclan el equivalente a su propio peso por día, aunque esto dependerá de la población y de las condiciones químicas del residuo. Las lombrices no sólo se utilizan en los lodos del alcantarillado. Los productores agropecuarios usan una especie adecuada para sus necesidades, de ellas también pueden extraer datos para esta investigación. Hay lombrices que se utilizan en los canteros de plantaciones de, por ejemplo, tomates. Una tomatera recibe más de 100 aplicaciones de pesticidas por año, razón por la cual debe ser destruida con fuego: es tan contaminante que ni siquiera se la puede devolver al suelo. "Se observó que las lombrices que trabajan en los canteros con esos residuos presentan aberraciones físicas. Sin embargo, una vez que el residuo fue procesado, esas aberraciones disminuyen notablemente, hasta que

desaparecen. Se especula que hay un cambio a nivel del genoma y que se estaría frente a un proceso de 'especiación' forzada o inducida. No es exactamente una nueva especie, pero es una nueva cepa que es capaz de enfrentarse a esos tóxicos con éxito gracias a esos cambios que operaron", informan los investigadores (Laborde, Gustavo, 1999).

1.2. ANTECEDENTES

La bioremediación, como otras tecnologías de recuperación de suelos y aguas, es un campo de trabajo claramente interdisciplinario, en parte por su complejidad que hace necesarios enfoques diferentes y complementarios: ingenieros de diversas ramas, biólogos (microbiólogos, ecólogos, entre otros.), químicos, geólogos y otros profesionales tienen su papel en un adecuado diseño y desarrollo de las operaciones de bioremediación.

En Colombia a pesar de que se han realizados múltiples trabajos de bioremediación con hidrocarburos, aun no se han efectuado trabajos de bioremediación empleando ecotecnologías como el lombricompostaje.

A continuación, se citan algunos trabajos de bioremediación que se han en realizado en Colombia:

ÑUSTEZ CUARTAS, Diana Cristina. (2012), realizó una investigación donde se evaluó el efecto de la Bioaumentación y Bioestimulación de sedimentos contaminados con hidrocarburos de la Estación de Servicio de Combustible INTEGRAL de Dosquebradas – Risaralda - Colombia, estos sedimentos son producto del mantenimiento de las unidades de tratamiento de aguas residuales industriales, como son: la trampa de grasa, canales perimetrales de la zona de distribución y/o venta del combustible, canales perimetrales de la zona de llenado de tanques de almacenamiento de combustible y desarenador del lavado de vehículos en la Estación de Servicio. Para el desarrollo de esta investigación, en la técnica de bioaumentación se

adicionaron a los sedimentos de la Estación de Servicio, microorganismos adaptados a hidrocarburos, los cuales fueron incorporados con un suelo que fue contaminado anteriormente por un derrame de combustible, para la técnica de bioestimulación, a los sedimentos contaminados, se les adicionó un nutriente (Urea), se les agregaba agua y se realizaba un volteo manual, beneficiando el desarrollo y crecimiento de los microorganismos degradadores. Para esta investigación se utilizaron ocho (8) mesocosmos, compuestos por canastas de polietileno de alta densidad (57x37x15 cm), estos estaban conformados, primero, solo los sedimentos contaminados de la Estación de Servicio, segundo se tomaron sedimentos contaminados y se les adicionó urea como nutriente, tercero se tomaron 40% de suelos con microorganismos adaptados, más 60% de sedimentos contaminados y cuarto se tomó nuevamente 40% de suelos con microorganismos adaptados, más 60% de sedimentos contaminados y se le adicionó urea como nutriente, a cada mesocosmo se les realizó una réplica.

Como resultado de esta investigación los mesocosmos presentaron tasas de degradación entre el 87,32 mg de Hidrocarburos totales de petróleo (HTP)/kg de suelo seco y 105,41 mg de HTP/kg de suelo seco, con porcentajes de reducción de contenido de hidrocarburo entre 79,7% y 95,1%. Las dos estrategias de biorremediación, la bioestimulación y bioaumentación, no presentaron diferencias estadísticamente significativas (Ñustez Cuartas, 2012).

En el 2005 se realizó un estudio donde se evaluó el efecto de la adición de nutrientes (N y P) en forma de sales inorgánicas simples (SIS) y un fertilizante inorgánico compuesto (FIC) en la biodegradación de hidrocarburos totales de petróleo (TPHs). Se emplearon mesocosmos con suelo contaminado (20,000 mgTPH/kg_{ps}) y se evaluó un control abiótico y un control sin nutrientes (n=3). El estudio se realizó durante 125 días con 5 eventos de muestreo (EM). Durante el estudio se evaluaron y compararon dos métodos analíticos para la cuantificación de TPHs: el método D-5831 (ASTM, 1995) y el método modificado de extracción por agitación

mecánica y determinación gravimétrica (EAMG) (EPA, 1994; Schawab *et al.*, 1999). Para monitorear la biorremediación se evaluaron parámetros físico-químicos: pH, porcentaje de humedad y nutrientes, y microbiológicos: recuento en placa de heterótrofos y degradadores de HCs por la técnica del número más probable (NMP-INT). Finalmente, se realizó una caracterización bioquímica de los degradadores. Las mayores tasas de degradación de TPHs se observaron durante los primeros 28 días en SIS y FIC (278 y 235 mgTPHs/kg_{ps}/d, respectivamente) con relación a los controles (110 mgTPHs/kg_{ps}/d). El control abiótico mostró que la biodegradación intrínseca fue el proceso predominante en la degradación de TPHs durante el estudio. Aunque no hubo diferencias significativas en las concentraciones de TPHs a través del tiempo, entre los tratamientos y el control sin nutrientes, las SIS mostraron un mayor porcentaje de degradación (39% y 41% por los métodos D-5831y EAMG, respectivamente). El bajo número de degradadores (1×10^3 NMP/g_{ps}) y el bajo pH (4,1) alcanzado en los tratamientos pudieron haber limitado mayores porcentajes de degradación. *Stenotrophomonas maltophilia* fue la especie predominante durante el estudio (34%) (Vallejo, Salgado, & Roldan, 2005).

En el año 2010 VIDAL DURANGO *et al.*; *realizaron una investigación* donde se determinó la influencia del grado de contaminación, la aplicación de ácido cítrico y tiempo de crecimiento del guarumo, sobre la tasa de remoción de mercurio en suelo. Después de 4 meses de crecimiento, los porcentajes de remoción estuvieron entre 15.7% y 33.7% debido a la capacidad del guarumo para acumular grandes cantidades del metal sin presentar efectos tóxicos considerables, así como al alto contenido de mercurio biodisponible en los suelos contaminados, lo que conllevó también a que el ácido cítrico no tuviera una influencia significativa sobre la recuperación de Hg; por lo cual se concluyó, que el guarumo es una especie con capacidad fitorremediadora. (Vidal Durango, 2010).

MORALES FONSECA DIANA & JOHANNA RUIZ TOVAR KATHERINE J. En el año 2008 realizaron un estudio donde se utilizaron *Trametes versicolor*, *Pleurotus ostreatus* y *Phanerochaete chrysosporium*, para presentar un sistema híbrido laminar como alternativa viable para la remoción de cadmio, plomo y níquel. Evaluando las concentraciones máximas tolerables y mínimas inhibitorias para cada cepa frente a cada metal se encontró que *p. chrysosporium* tuvo la mayor tolerancia al acetato de plomo (10000 mg/l), cloruro de níquel (300mg/l) y sulfato de cadmio (1500mg/l) con diferencias altamente significativas ($p < 0.0001$) frente a las otras cepas, con tiempos mínimos de crecimiento cinco, tres y dos días respectivamente. La biomasa inmovilizada en el portador laminar fue sumergida en soluciones acuosas con concentraciones de sales de metal a 300mg/l en mezcla e individuales, su efecto frente a la biomasa se evaluó por microscopía electrónica de barrido y EDX, se observó una mayor afinidad del plomo por la biomasa fúngica, adicionalmente en los análisis en reactores neumáticos en los que se maneja la solución en mezcla se presentaron porcentajes de remoción de la DQO superiores al 69% presentando así una correlación positiva significativa ($p < 0,0001$) con la expresión enzimática de enzimas extracelulares ligninolíticas. (MORALES FONSECA & RUIZ TOVAR, 2008).

Es importante resaltar que en otros países se han realizado algunos casos de investigación de biorremediación utilizando la ecotecnología de lombricompostaje los cuales serán descritos a continuación:

Tal es el caso de MACCHI, Luisa. (2006), Venezuela, en donde realizó un trabajo el cual estuvo orientado a evaluar la remoción de arsénico y mercurio en Vermicompost en suelos contaminados con dichos elementos, utilizaron la lombriz roja californiana (*Eisenia Foétida*) como biorremediadora de los mismos. Finalmente se obtuvo una remoción de 94% para el mercurio y de 42% para el arsénico, aparte que se optimizaron las variables para las mediciones (Rodrigues & Contreras, 2006).

El 2010 un estudio sudamericano (Venezuela – Argentina), planteó dos procesos diferentes para limpiar suelos contaminados con metales, técnica conocida como biorremediación: En el primer sistema las lombrices de tierra (*Eisenia foetida*), fueron puestas en materia orgánica para producir composta y posteriormente esa composta fue mezclada con el suelo contaminado, absorbiendo plomo, níquel, cromo y vanadio. En el segundo sistema, las lombrices fueron colocadas directamente en el suelo contaminado y lograron limpiarlo de metales.

Cuando los científicos usaron directamente las lombrices para limpiar el suelo demostraron que, después de dos semanas, se redujo la concentración de arsénico entre 42 y 72 %, mientras que el mercurio fue removido entre 7,5 y 30,2 % (Cruz , 2010).

En México VÁSQUEZ TORRES, Ana María. 2002, realizó una investigación titulada Biotratamientos, Con Base en el uso de La lombriz *Eisenia* Sp. Aislada de pozos composteros para la remediación de suelos contaminados con residuos industriales de parafina, el cual consistió en utilizar a la lombriz compostera *Eisenia*, como organismo central del proceso que condujo a la eliminación del residuo contaminante de parafina, provenientes del proceso industrial de la fabricación de velas y veladoras; se estudiaron las interacciones posibles entre la *Eisenia* . Tanto con una bacteria degradadora de parafina como es la *Pseudomonas Aeruginosa* como con la microflora nativa del residuo industrial.

Para el estudio “in situ” de las interacciones de los organismos involucrados en los biotratamientos, se utilizaron modelos a escala de ecosistemas contaminados; el tiempo de duración del experimento fue de 150 días.

La evaluación de la eficacia del proceso biorremediador se llevó a efecto por la Cromatografía de Gases, la Espectroscopia de Infrarrojo y la Evaluación de la Fitotoxicidad Residual de los Suelos Remediados, entre otras técnicas (Vásquez Torre, 2002).

En el año 2008, científicos británicos, investigadores de la Universidad de Reading en Inglaterra, descubrieron otra utilidad de la lombriz de tierra: la descontaminación de los suelos. En esta investigación notaron que los metales cambiaban sutilmente cuando las lombrices ingerían y excretaban tierra; Estos cambios hacen más fácil para las plantas absorber metales potencialmente tóxicos de tierras contaminadas.

Las lombrices son los “detectives el suelo” ideales; su presencia es un indicador confiable del estado en que se encuentra la tierra. Estos anélidos cuentan con un mecanismo interno que les permite sobrevivir en suelos contaminados con metales tóxicos, incluido el arsénico, el plomo, el cobre y el cinc.

“Las lombrices producen metalotineína -una proteína diseñada especialmente para recubrir los metales y mantenerlos seguros”, explicó Mark Hodson de la Universidad de Reading.

“En términos generales, si una lombriz de tierra puede resistir a una clase de metal, puede resistir a varios tipos de metales”, agregó. Una pieza clave en la investigación fue el más reciente sincrotrón (acelerador de partículas) creado en Oxfordshire.

Algunas plantas pueden tomar del suelo metales tóxicos, incorporarlos en sus tejidos y así, al cosechar las plantas, se eliminan los elementos tóxicos de la tierra; Este proceso es una forma sostenible y no invasiva de descontaminar el suelo.

Las lombrices hacen que los metales estén más al alcance de las plantas y así aceleran el proceso y lo vuelven más eficiente (Mitchell, 2008).

Algunas especies de Plantas que han demostrado gran capacidad de recuperación suelo son: Girasol (*Helianthus annuus*) - Mostaza de la India (*Brassica juncea*) - Nabos (*Brassica napus*; *B. rapa*) - Cebada (*Hordeum vulgare*) - Lúpulo (*Humulus lupulus*) - Ortigas (*Urtica dioica*; *U. urens*), - Diente de León (*Taraxacum officinale*). (Alejandro, 2016).

Mehrasbi, et al. (2003), estudiaron la adición de nutrientes para la biodegradación de hidrocarburos presentes en el suelo durante un período de 5 meses y los análisis mostraron la descontaminación biológica para gasolina, queroseno y una mezcla sintética de gasolina, queroseno y aceite de caldera, los porcentajes fueron del 60%, 36% y 55%. Respectivamente, Ayotamuno, y Okparanma; (2007), demostraron que con labores regulares de adición de agua y mezclado, se pueden alcanzar reducciones de hidrocarburos totales en lodos contaminados con hidrocarburos, que varían entre 40,7% y 53,2% en dos semanas de tratamiento y entre 63.7% y 84,5% después de 6 semanas de tratamiento (Ñustez, 2014).

En el 2002, Schmidt, evaluó la biorremediación como una solución ecológicamente compatible y encontró que en comparación con las tecnologías disponibles, la biorremediación, aún de larga duración (mayor a 90 días) y de extensa labor, alcanza costos de limpieza por tonelada de suelo tratado considerablemente más bajos que cualquier otra tecnología disponible en el mercado (Ñustez Cuartas, 2012).

Pregunta de investigación

¿Cuál es la eficiencia de la lombricultura en la remoción de metales pesados en suelos contaminados por minería a cielo abierto?

1.3. JUSTIFICACIÓN

La constante extracción de metales preciosos como el oro y platino en la región del San Juan, departamento del Chocó, está generando degradación ambiental provocando la pérdida de la fauna y flora, y en mayor proporción la destrucción de los horizontes del suelo, esta situación impide que los campesinos de la región realicen sus actividades agrícolas, debido a la falta de capa superior del suelo. De allí nace la importancia de esta investigación, ya que nos aporta

una tecnología adecuada para implementar la biorremediación de suelos devastados por la minería, de una manera amigable con el medio ambiente, disminuyendo costos y tiempo.

El desarrollo de esta investigación permitió no solo conocer la remoción de metales pesados en suelos degradados por la minería utilizando la técnica de lombricompostaje, sino que además aporta un conocimiento amplio sobre los impactos sociales, culturales, económicos y ambientales que trae consigo la ejecución de esta.

La realización de esta investigación constituye una iniciativa ambiental, enmarcada en un desarrollo sostenible, presentando importantes perspectivas para resolver problemas generados por la degradación de suelos, a causa de la minería a cielo abierto.

Este tema de investigación, en tecnologías de bioremediación de suelos contaminados por la minería a cielo abierto, tienen su impacto en tres factores: ambiental, social, y económico.

A nivel ambiental la tecnología de bioremediación en futuro probable muy deseable, será una estrategia para bioremediación de suelos degradados por la minería a cielo abierto en la región del San Juan, a través del lombricompostaje, convirtiendo suelos devastados, en suelos fértiles en un tiempo menos prolongado, restableciendo la biodiversidad de la zona y los servicios ambientales perdidos.

A nivel social el impacto que tiene esta tecnología, es de gran interés investigativo, porque a pesar de que la bioremediación se ha empleado desde tiempos remotos, actualmente esta técnica unida al desarrollo tecnológico se muestra como una forma innovadora, para hacer parte de la solución de suelos contaminados con metales pesados de una manera amigable con el medio ambiente.

La utilización de esta tecnología de bioremediación, referente a otras, se da de una forma sencilla y eficiente, a la vez abarata costos en la implementación para remediar suelos contaminados

1.4. OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo General

- Evaluar la eficiencia del lombricompostaje en la biorremediación de suelos degradados por la minería a cielo abierto en el municipio de Unión Panamericana, Departamento del Chocó.

1.4.2 Objetivos Específicos

- Evaluar los cambios en algunas propiedades químicas y físicas de los suelos degradados por la minería a cielo abierto en el municipio de Unión Panamericana, departamento del Chocó, cuando se utiliza la lombricompostaje.
- Determinar la eficiencia de la remoción del metal mercurio presente en el suelo por efecto de la actividad minera, mediante el uso del lombricompostaje.

HIPÓTESIS

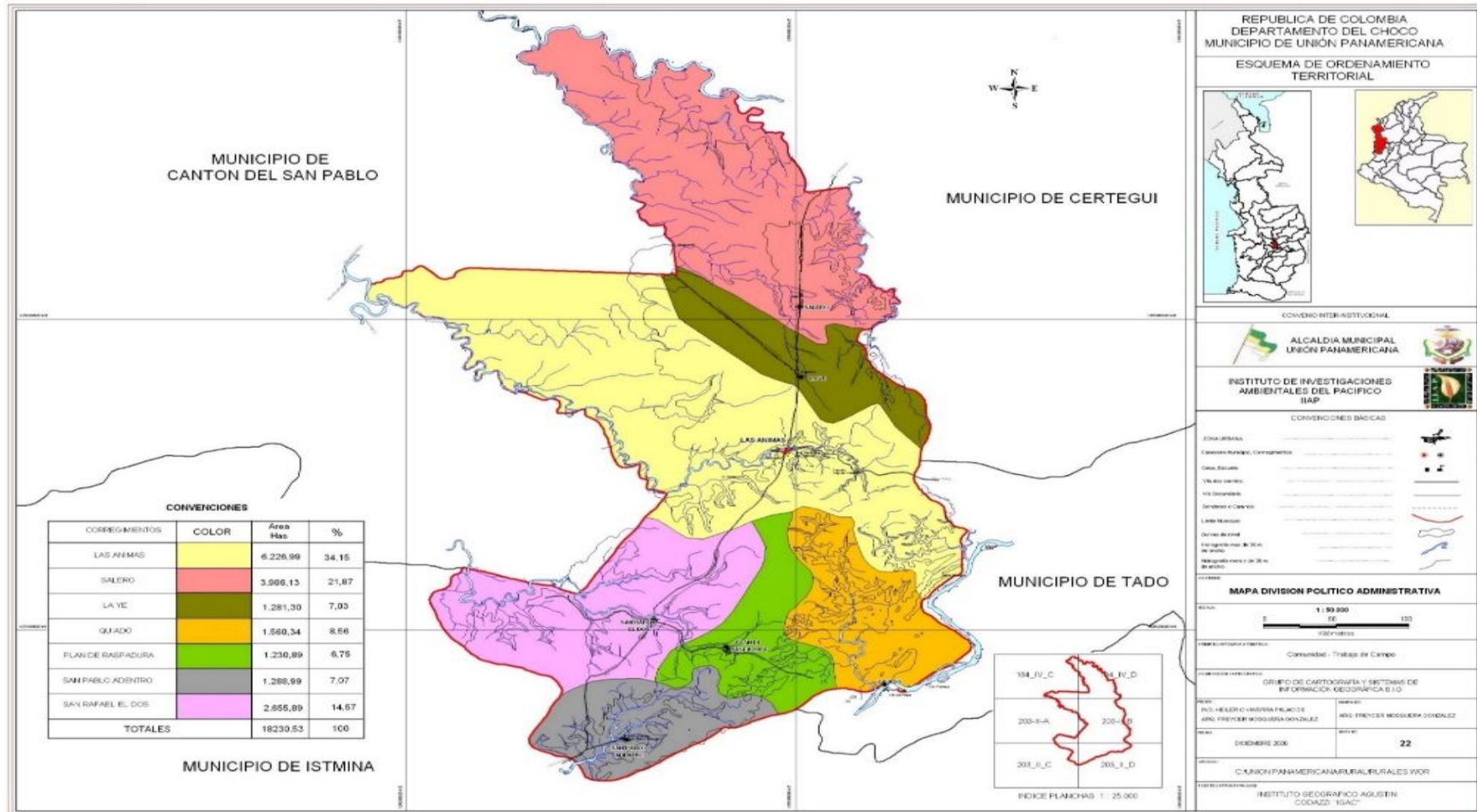
Es posible que a través del lombricompostaje se pueda remover metales pesados, en suelo contaminados por minería a cielo abierto.

1.5 METODOLOGÍA

ÁREA DE ESTUDIO

La zona de intervención directa del proyecto, fue el municipio de Unión Panamericana; es un municipio colombiano localizado en el suroriente del departamento de Chocó que limita al norte con Cértegui, al oriente con Tadó, al sur con Istmina y al occidente con Cantón de San Pablo. Su cabecera municipal es Las Ánimas. Unión Panamericana fue erigida en municipio mediante ordenanza 011 del 30 de Julio de 1999, segregado de los Municipios de Tadó e Istmina. (Alcaldía Unión Panamericana , 2015)

Figura 1. Ubicación Geográfica del municipio de unión panamericana - Chocó.



Fuente:

http://www.unionpanamericanachoco.gov.co/mapas_municipio.shtml?apc=bcxx-1-&x=1364

1.5.1. MÉTODOS

Se realizó un análisis del contenido organoléptico y fisicoquímico de los lombricultivos, con el fin de evaluar la remoción de mercurio a través de la lombriz roja californiana *Eisenia Foetida*. Cada una de estas muestras fueron enviadas al laboratorio del Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares (GIEM) en la Universidad de Antioquia.

1.5.2. Caracterización fisicoquímica del suelo

Las variables que se tuvieron en cuenta fueron: Hg, pH, Humedad MOS (Materia Orgánica Sólida), CIC (Capacidad de Intercambio Catiónico), Textura, Densidad aparente en el suelo.

Para la ejecución de esta fase se desarrollaron las siguientes acciones o actividades:

En el sitio se determinó un área irregular de 2 hectáreas y se determinó los puntos de muestreo, posteriormente se removió el suelo 20cm de profundidad en un área de 40 cm x 40cm, para obtener un total de 15 submuestras; con el fin de obtener una muestra aproximadamente 500gr, la cual se rótulo y se envió al laboratorio donde se le realizó un análisis del contenido organoléptico y fisicoquímico. Ver Figura N° 2.



Figura N° 2. Recolección de muestras de suelo

1.5.2.1. Montaje del proceso y seguimiento

Materiales utilizados

12 canastas plásticas de polietileno con una dimensión de (35cm de ancho x 40cm de largo y 30 cm de altura). Ver Figura N° 3

360 g de lombriz roja californiana (*Eisenia Foétida*).

Sustrato (Restos vegetales y vacaza) aproximadamente 20kg

Suelo contaminado. 28 Kg aproximadamente

Dichas cantidades fueron seleccionadas a criterio como punto de partida para tener un punto de referencia al inicio del montaje del proceso y poder realizar comparaciones al finalizar.

Herramientas

Cinta métrica: Para realizar medidas de longitud de las lombrices

Balanza electrónica: para medir la masa inicial y final de lombrices.

Los bloques de tratamiento conformados por tres canastas plásticas, provistos por tuberías de PVC en la parte externa con el fin de recoger los lixiviados que allí se produjeron y su conducción a recipientes 1,25l, al llenarse los recipientes, estos son vaciados a uno recipiente con mayor capacidad de 20 L Ver Figura N° 4.



Figura N° 3. Dimensiones de las canastas plásticas



Figura N° 4. Sistema de recolección de Lixiviados

1.5.2.2. Descripción de tratamientos

El número de tratamientos determinados en esta investigación está dado por el producto de los factores y sus niveles, para esta investigación, el resultado fue: un factor por cuatro (4) niveles es igual a cuatro (4) tratamientos, utilizando uno de ellos como tratamiento testigos a los cuales se realizó una réplica con fines estadísticos Ver Figura N° 5).



Figura N° 5. Tratamientos

Tratamiento # 1: Se depositó una capa de suelo contaminado con mercurio ocupando 28 cm de la altura para un volumen de (0,04 m³), equivalente a 28kg, en una canasta plástica, luego se procedió a sembrar 360 g que equivalen aproximadamente a 200 unidades de lombrices de tierra, y finalmente se realizó un riego de agua 5 l. Ver Figura N° 5.

Tratamiento # 2: Teniendo en cuenta la altura de la canasta, se depositó hasta 28 cm de la altura para un volumen de (0,04 m³), de una mezcla homogénea descrita de la siguiente manera 50% suelo contaminado equivalente a (14Kg) con un 50 % equivalente (10Kg) de sustrato (vacaza y restos vegetales finalmente se procedió a sembrar 300 gr de lombrices de tierra que equivalen aproximadamente a 200 unidades, posteriormente se realizó un riego de agua 5 L. Ver figura N°6.

Tratamiento # 3: Se depositó en una canasta plástica a una altura de 28 cm para un volumen de (0,04 m³), de sustrato (vacaza y restos vegetales) (20Kg), contaminado con mercurio, luego se procedió a sembrar 300 gr de lombrices de tierra que equivalen aproximadamente a 200 unidades; y finalmente se realizó un riego de agua 5 L. ver figura N°7.

Tratamiento # 4: Se depositó a una altura 28 cm para un volumen de (0,04 m³), de sustrato (vacaza y restos vegetales) equivalente al 20Kg, en una canasta plástica, luego se procedió a sembrar 300 gr de lombrices de tierra, que equivalen aproximadamente a 200 unidades y finalmente se realizó un riego de agua de 5 L.

Los bloques de tratamiento en canastas plásticas estaban provistos por tuberías de PVC en la parte externa con el fin de recoger los lixiviados que allí se produjeron y su conducción a recipientes que luego eran envasados a un contenedor de 5 L aproximadamente. Ver Figura N° 8.

Antes de introducir las lombrices en las cajas se realizó un conteo manual de la cantidad empleada para realizar una medición final y de esta forma conocer el crecimiento poblacional y la mortalidad de estas.

Se realizaron riegos de agua de 5 l cada dos (2) días, para mantener una humedad adecuada de cada tratamiento durante 133 días.



Figura N°6. Tratamiento N°1



Figura N° 7. Tratamiento N°2



Figura N°8. Tratamiento N°3





Figura N° 9. Tratamiento N° 4

1.5.2.3. Obtención de la Harina de Lombriz

Se desarrolló empleando el método Sabac (1987), que consistió en recolectar parte de las lombrices producidas en cada uno de los sustratos, teniendo en cuenta que en el tratamiento N° 1 se utilizaron (247 lombrices), en el tratamiento N° 2 (560) y en tratamiento N° 3 (575) tratamiento N° 4 (654); las cuales fueron lavadas con agua, colocadas en un tamiz o cernidor, separando así, las lombrices, de los residuos del lombricompost; luego se pesaron e introdujeron en una solución de salmuera al 4% por 10 minutos, y se lavaron varias veces para separar todos los residuos desprendidos. Adicionalmente, se secaron a estufa con termostato a una temperatura controlada de 25°C y finalmente se llevó a mortero para su molienda manual (Figura 10).

1.5.2.4. Análisis organoléptico y Fisicoquímico de la harina de Lombriz

De la harina de lombriz obtenida en cada uno de los tratamientos, se analizó los siguientes parámetros: Mercurio (Hg), carbono orgánico oxidable total (CO), densidad materia seca,

nitrógeno orgánico total, proteína estimada, pH, relación carbono nitrógeno (N/C) Por el Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares (GIEM) de la Universidad de Antioquia.



Figura N° 10. Apariencia de las Lombrices (*Eisenia foetida*) desarrollada

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El diseño estadístico correspondió a un modelo matemático factorial con asignación completamente al azar, las variables de respuesta más importantes a analizar fueron: Mercurio inorgánico (Hg), pH, MOS (Materia Orgánica Sólida), CIC (Capacidad de Intercambio Catiónico), Textura, Densidad aparente en el suelo, entre los niveles de la investigación.

Para el análisis del comportamiento en el tiempo, los datos de las diferentes variables de interés, los resultados se tabularon en bases de datos diseñadas para cada propósito que al final se plasman en gráficos estadísticos, que permiten visualizar los resultados encontrados en la investigación. Se aplica un análisis de varianza y prueba de Tukey HSD ($P < 0,05$) para la comparación de medias.

CAPITULO II.

DISCUSIÓN Y RESULTADOS

Se presentan y se analizan los resultados obtenidos de las características fisicoquímicas del suelo en estudio, y el análisis bromatológico de la harina de la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*), a partir de cuatro (4) tratamientos evaluados durante la investigación de Biorremediación de suelos degradados por la minería a cielo abierto en el municipio de unión panamericana, departamento del chocó.

2.1. Caracterización del suelo en estudio

Los factores que afectan la concentración de los metales en la solución suelo afectan la Biodisponibilidad, por lo tanto, ésta depende de la naturaleza del metal, su interacción con los coloides del suelo, las propiedades del suelo y el tiempo de contacto del suelo con el metal (Naidu *et al.*, 2003). Los factores del suelo que afectan la biodisponibilidad del metal son pH, potencial redox, textura, contenido y tipo de arcillas, materia orgánica, óxidos de Fe, Mn y Al, y la presencia de cationes y aniones en solución (Rieuwerts *et al.*, 1998; Reichman, 2002; Silveira *et al.*, 2003; Basta, 2004).

El CO es uno de los principales indicadores para determinar la calidad del suelo, y su efecto positivo sobre la sustentabilidad de los sistemas productivos ha sido ampliamente documentado (Martínez, 2008).

En la tabla N° 1 se presentan los resultados de los análisis fisicoquímicos realizados a los diferentes tratamientos, donde arrojó los siguientes resultados; en cuanto al contenido de carbono orgánico se observa un valor significativamente alto en Tratamiento tres (3) 8,70%,

seguido por el Tratamiento cuatro (4) 8,433%, frente al Tratamiento dos (2) 5,823% y el Tratamiento uno (1) 0,564%.

Referente a los resultados del tratamiento uno (1), podemos observar que hay menor cantidad de materia orgánica. Basado en estos resultados, se realizó una comparación con la investigación realizada por el Departamento de Edafología e Q. Agrícola, Universidad de Santiago Compostela, (en España), en el año 2004, donde se hace referencia que la baja concentración de carbono (CO) obedece a que estos suelos siendo procedentes de minería a pesar de ser sometidos por largos periodos de tiempo a procesos de recuperación, estas concentraciones son perceptiblemente menores a los suelos naturales del entorno (C. MONTERROSO, 2004).

Los datos de la tabla N° 1 con respecto a la densidad muestra que para el tratamiento cuatro (4) un resultado de 0,62 g/cm³ seguido del Tratamiento tres (3) con 0,54 g/cm³, el Tratamiento dos (2) 1,0133 g/cm³ y por último el Tratamiento uno (1) con 1,07 g/cm³. Realizando un análisis de los datos obtenidos se determinó que el tratamiento uno (1) tiene una mayor densidad.

Casi todos los suelos minerales tienen una densidad aparente que varía de 0.4 a 2.0 g/cc. La densidad aparente es importante para estudios cuantitativos de suelo. Los resultados de las densidades aparentes son fundamentales para calcular los movimientos de humedad, los grados de deformación de arcilla y la acumulación de los carbonatos en los perfiles de suelo, Los suelos orgánicos tienen muy baja densidad aparente en comparación con los suelos minerales (Aguilera, 1989).

La relación de la densidad frente al proceso de descontaminación del suelo es inversamente proporcional a los parámetros físico químicos (humedad), permitiendo así una mejor movilidad de los metales pesados.

El comportamiento del pH en los diferentes tratamientos presentan los siguientes resultados en el Tratamiento uno (1) arrojó un pH Medianamente ácido con un valor de 5,58, el Tratamiento dos (2) 6,8, Tratamiento tres (3) 6,91, y Tratamiento cuatro (4) 7,1; determinando los últimos 3 como neutros. Los rangos anteriores del pH, facilitaron el desarrollo de las lombrices.

El pH del suelo tiene un efecto sobre la biodisponibilidad de la mayoría de los metales pesados al afectar el equilibrio la especiación metálica, solubilidad, absorción e intercambio de iones en el suelo (McBride *et al*; 1997; Kabata-Pendias, 2000; Reichman, 2002). Además afecta a los procesos de ingreso del metal a las raíces de las plantas (Rieuwerts *et al*; 1998, Lassat, 2001; E.C 2003). Según McBride *et al.* (1997) el pH del suelo sería el factor más importante que afecta la biodisponibilidad.

En suelo ácido, se produce una competencia de los iones de H⁺ con los cationes metálicos por los sitios de intercambio. A pH bajo se produce desorción de los metales pesados, aumentando su concentración en la solución suelo y su biodisponibilidad (Alloway, 1995b; Lassat, 2001). Al aumentar el pH los metales pesados son removidos de la solución suelo y absorbidos por los coloides del suelo, disminuyendo su biodisponibilidad (Basta y Tabatai, 1992; Alloway, 1995b, Lassat, 2001). El pH del suelo también afecta la carga eléctrica de los componentes de la fracción coloidal del suelo – fracción < 2 μ constituida por las arcillas oxido y materia orgánica humificada – que poseen cargas dependientes de pH, la cual se hace más negativa a pH alcalinos y más positiva a pH ácidos. Por lo tanto en el suelo con carga variable la retención de cationes metálicos aumenta en la medida que el pH del suelo sea más alto y se reduce al acidificarse el suelo. (Biblioteca-digital.sag.gob.cl, 2004)

De acuerdo a los valores de pH la clasificación de suelos puede variar entre los expertos de la ciencia del suelo, sin embargo, de manera general se dice que un suelo es fuertemente ácido si su pH es menor que 5.0 lo que indica que es muy deficiente en bases (calcio, magnesio, potasio)

; moderadamente ácido, si el suelo tiene un pH que varía de 5.0 a 6.0, lo que indica moderada deficiencia de bases; ligeramente ácido cuando el suelo tiene un pH menor que 7.0 pero generalmente más que 6.0; neutro debido a que tiene un pH de aproximadamente 7.0; básico cuando el suelo tiene un pH mayor a 7.0 y alcalino cuando el pH es mayor a 8.5 cuando esto sucede indica la presencia de sodio. Según Soil Survey división Staff (SSDS,1993).

En Los resultado obtenidos en la variable de capacidad de intercambio catiónico (CIC) en el Tratamiento uno (1) fue de 10,767meq/100g Tratamiento dos (2) 29,700 meq/100g, Tratamiento tres (3) 28,867 meq/100g y Tratamiento cuatro (4) 47,700 meq/100g .

Haciendo un análisis del contenido de intercambio catiónico (CIC), entre tratamiento 2 y 3 de interés investigación, se observa que la adsorción de los metales a las partículas del suelo reduce la concentración de los metales en la solución del suelo. Así, un suelo con una capacidad de intercambio catiónico (CIC) alta tiene más sitios de intercambio en la fracción coloidal del suelo, los que estarán disponibles para una mayor adsorción y posible inmovilización de los metales (Silveira *et al.*, 2003; Oliver y Naidu, 2003).

La humedad es una de las variables más importante en el proceso de la biorremediación, ya que esta determina significativamente el desarrollo y bienestar de la población del cultivo de lombriz.

El comportamiento del parámetros de Humedad, muestra un contenido mayor en el tratamiento N° 4 75,3%, frente al tratamiento N° 3 71,4 %, seguido del tratamiento N°2 con 57,2%, y por último el tratamiento N° 1 con 45 % humedad.

En cuanto a la evolución de concentraciones de mercurio en (ppm) en la tabla N°1 se puede apreciar los promedios de este, y se observa que existe una remoción que va desde 65% hasta el 28 %, (ver figura N° 11 y 12). Lo cual depende del contenido de metal inicial y materia orgánica. Esta disminución en cantidad de metales está directamente relacionada con la capacidad de la especie *Eisenia Foetida* para acumular diferentes concentraciones de metales

pesados en sus tejidos como se demostró previamente por Morgan y coll. (A.J, 1990) (Morgan, 1991).

PARÁMETRO	TÉCNICA	NORMA	UNIDAD	TRATAMIENTOS			
				TRATAMIENTO 1	TRATAMIENTO 2	TRATAMIENTO 3	TRATAMIENTO 4
CO	Titulometría	NTC 5167	%	0,564 ± 0,347	5,823 ± 1,185	8,7 ± 1,740	8,433 ± 1,164
Densidad (20°C)	Gravimetría	NTC 5167	g/cm ³	1,0700 ± 0,1700	1,0133 ± 0,1955	0,5400 ± 0,3600	0,6200 ± 0,3500
pH (10%)	Potenciometría	NTC 5167	-	5,5867 ± 0,9762	6,8000 ± 0,3279	6,9133 ± 0,3669	7,0167 ± 0,4576
C.I.C	Volumetría	NTC 5167	meq/100g	10,767 ± 0,404	29,700 ± 7,654	28,86 ± 9,250	47,700 ± 8,073
C.I.C/C.O	N/A	NTC 5167	meq/100g	204,67 ± 55,54	312,00 ± 31,00	416,00 ± 92,02	548,67 ± 54,50
Humedad	Gravimetría	NTC 5167	%	45,2	57,1	71,4	75,8
Convenciones: A.A: Absorción Atómica, ±: Desviación Estándar, NTC: Norma Técnica Colombiana, SM: Standard Methods, CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico, CO: Carbono Orgánico, meq: miliequivalentes, NA: Dato no Reportado, (1): Bioestimulante orgánico sólido (LOMBRICOL.COM) Registro ICA N° 3553 (http://www.lombricol.com/) (2): Fertilizante orgánico para aplicar al Suelo (ANASAC Colombia LTDA) Registró ICA No 7331 (http://www.anasac.cl/) (3): Abono orgánico para uso en Jardinería (FERCON) (http://ferconcalidadquecece.com/index.htm)							
Hg	A.A vapor frío	NTC 5167	ppm	1980,9 ± 325,7	1322,4 ± 405,7	1410,4 ± 654,2	

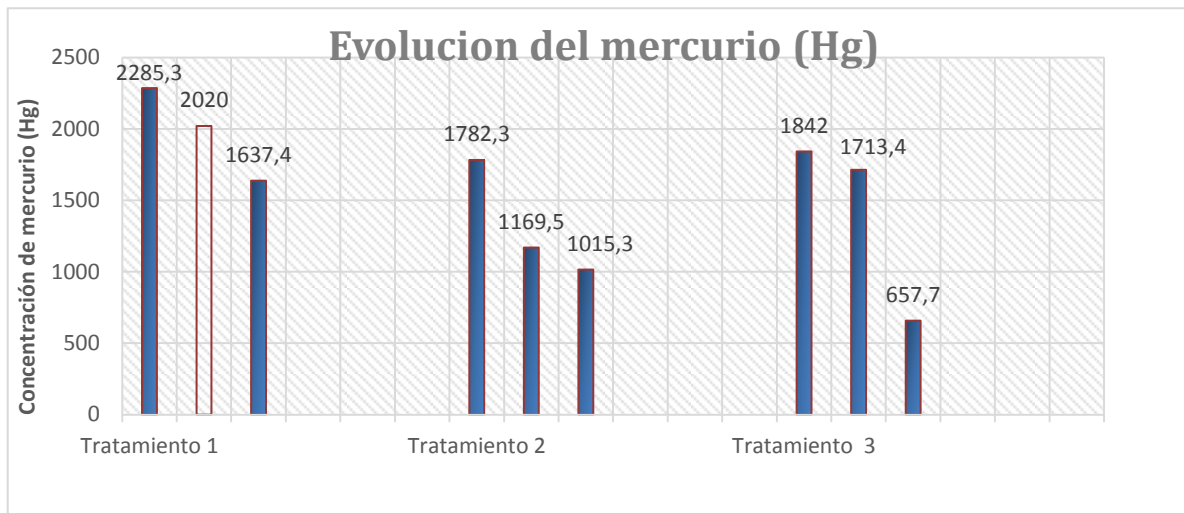


Figura N° 11. Evolución de la remoción de mercurio en el proceso de biorremediación.

PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE MERCURIO (HG) EN EL PROCESO DE BIORREMEDIACIÓN

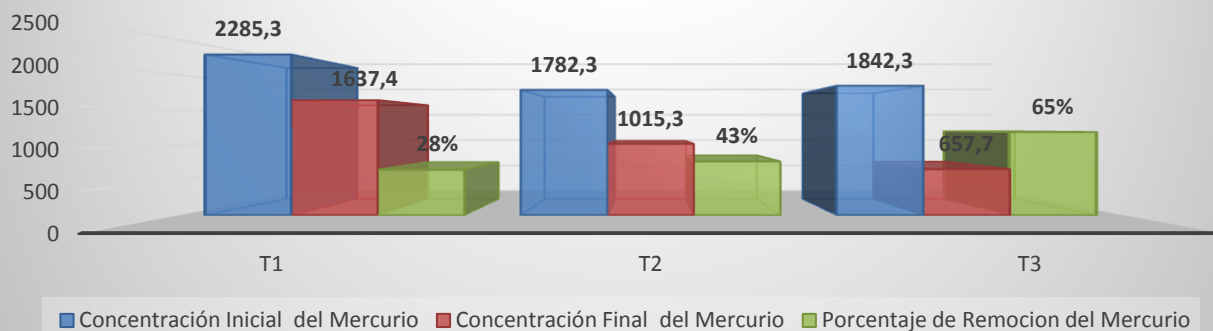


Figura N° 12. Porcentaje de remoción de mercurio (Hg) en el proceso de biorremediación

CORRELACIÓN DE DATOS DEL MERCURIO Y COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL SUELO			
	MERCURIO	CO	Correlación
TRATAMIENTO 1	1980,7	0,564	-0,89
TRATAMIENTO 2	1322,4	5,823	
TRATAMIENTO 3	1410,4	8,7	
	MERCURIO	Densidad	Correlación
TRATAMIENTO 1	1980,7	1,07	0,5
TRATAMIENTO 2	1322,4	1,0133	
TRATAMIENTO 3	1410,4	0,54	
	MERCURIO	PH (10%)	Correlación
TRATAMIENTO 1	1980,7	5,5867	-1,0
TRATAMIENTO 2	1322,4	6,8	
TRATAMIENTO 3	1410,4	6,9133	
	MERCURIO	C.I.C	Correlación
TRATAMIENTO 1	1980,7	10,767	-1,0
TRATAMIENTO 2	1322,4	29,7	
TRATAMIENTO 3	1410,4	28,86	
	MERCURIO	C.I.C/C.O	Correlación
TRATAMIENTO 1	1980,7	204,67	-0,8
TRATAMIENTO 2	1322,4	312	
TRATAMIENTO 3	1410,4	416	
	MERCURIO	HUMEDAD	Correlación
TRATAMIENTO 1	1980,7	45,2	-0,76
TRATAMIENTO 2	1322,4	57,1	
TRATAMIENTO 3	1410,4	71,4	

Tabla N° 2. Correlación de datos del Mercurio y composición físico química del suelo.

En la tabla N°2 podemos observar que la correlación es muy fuerte en la remoción del mercurio con los parámetros de PH, C.I.C, CO, C.I.C/C.O, Humedad y en un 50% con la densidad; por lo tanto todas las variables establecen un sentido de covariación.

A nivel estadístico, el Análisis de varianza (ANOVA) para la variable fisicoquímica del mercurio estudiados en los tratamiento 1, 2, 3 (Tabla 2) estima un valor de P (o p-valor) de 0,269, siendo tal resultado mayor al nivel de significación α (alfa) de 0,05. Ver tabla N° 3 y 4.

	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios entre grupos	F	P(si misma)
Factor	2	766918	383459	1,65	0,269
Error	6	1397254	232876		
Total	8	2164173			

Tabla 3. Análisis de varianza (ANOVA – Modelo lineal) para los diferentes tratamientos

Nivel	N	Media	Desviación estándar
Tratamiento 1	3	1980,9	325,7
Tratamiento 2	3	1322,4	405,7
Tratamiento 3	3	1410,4	654,2

Tabla N°4. Desviación estándar de los diferentes tratamientos.

2.2. NÚMERO Y TALLA DE LA LOMBRIZ (*Eisenia Foetida*)

La producción promedio en tamaño de lombrices en el Tratamiento N° uno (1) fue de 8 cm de longitud, en el Tratamiento N° dos (2) de 11, el Tratamiento N° tres (3) 12 y en el Tratamiento N° cuatro (4) 14 Cm. Ver tabla

N° cuatro (4) 14 Cm. Ver tabla

N° 5 y figura 13.

TAMAÑO PROMEDIO (CM)		
SUELO	Numero de muestras por tratamiento (15)	
	Inicio	Final
TRATAMIENTO 1	7	8
TRATAMIENTO 2	9	11
TRATAMIENTO 3	8	12
TRATAMIENTO 4	9	14

Tabla N° 5. Tamaño promedio de la lombriz *Eisenia Foetida* por cm

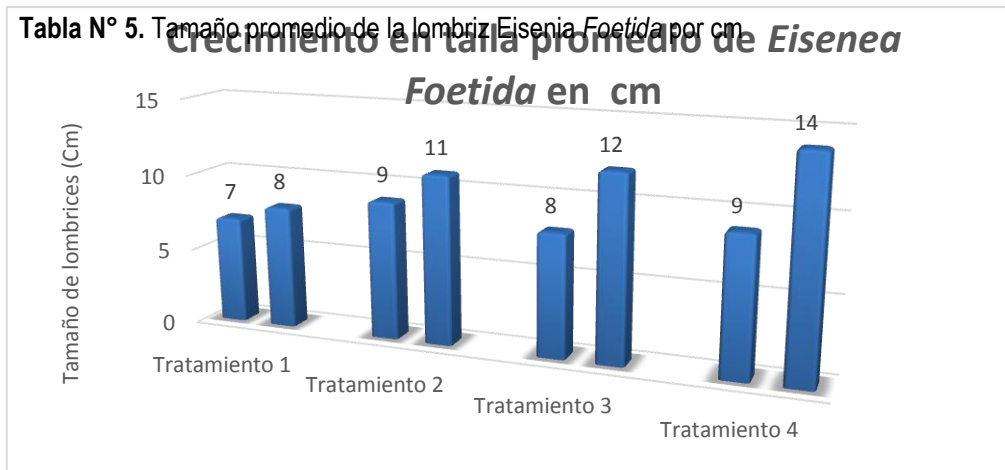


Figura N°13. Crecimiento en talla promedio de la lombriz (*Eisenia foetida*).

Según la Figura N° 13 el Tratamiento cuatro (4), presentó el número más elevado de la población de lombrices de *Eisenia foetida*, con respecto a los demás tratamiento evaluados, debido a que este tratamiento testigo contaba con un ambiente propicio para el desarrollo de esta población; es así como las condiciones ambientales juegan un papel fundamental el incremento de la biomasa de lombriz, donde se muestra claramente que se deben mantener unos rangos de temperatura entre 18 y 23°C lo cual influyen en la reproducción, alimentación de esta especie, de igual manera se debe mantener una humedad estar entre el 70 y 80 %, debido a que si es inferior puede provocar baja reproducción de esta especie; y si es superior al 85 % hace que las lombrices entren en un período de latencia que afecta la producción de humus y la reproducción de estas, otro factor importante es el pH, donde se observó que esta especie acepta pH entre 5 a 8.4, pero es mejor si este valor se encuentra entre 6,5 y 7,5. Lo cual favorece su normal desarrollo.

En cuanto al comportamiento del crecimiento poblacional de la lombriz (*Eisenia foetida*) en el Tratamiento N° uno (1) se alcanzó un promedio de 247 lombrices al final del proceso, en el tratamiento N° dos (2) de 560, Tratamiento tres (3) 347 y cuatro (4) de 654. Ver tabla 6 y Figura 14.

NÚMERO DE LOMBRICES		
SUELO		
	Inicio	Final
TRATAMIENTO 1	200	247
TRATAMIENTO 2	200	560
TRATAMIENTO 3	200	575
TRATAMIENTO 4	200	654

Tabla N° 6. Número de lombrices (*Eisenia foetida*).

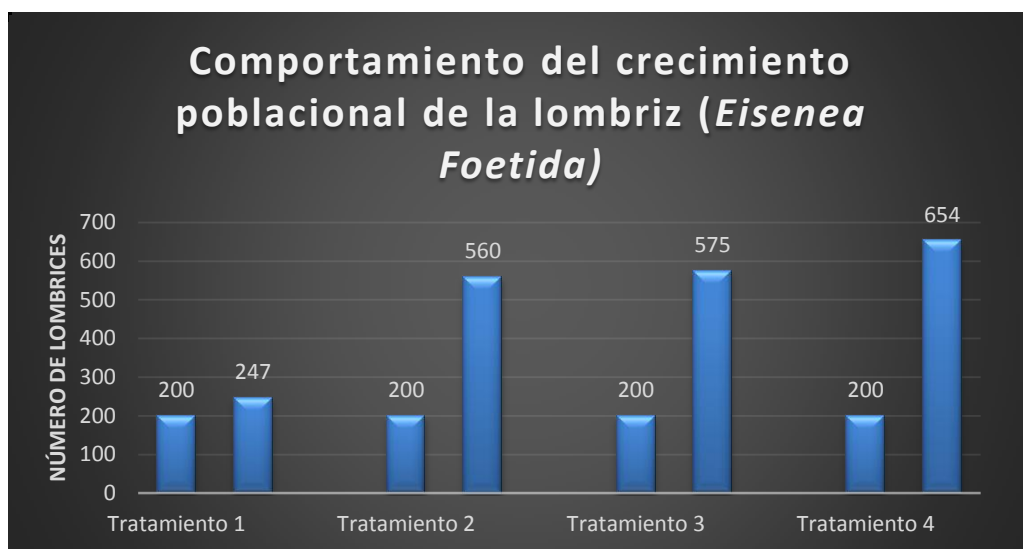


Figura N° 14. Comportamiento del crecimiento poblacional de la lombriz (*Eisenea Foetida*).

Referente a la masa promedio en el tratamiento uno (1) las lombrices presentaron la menor masa promedio por individuo con 1,9 gr debido a que en este tipo de tratamientos las condiciones de los parámetros físico químicos no fueron óptimas para su normal desarrollo; a diferencia del tratamiento cuatro (4) con 3,2gr. Ver tabla N° 7.

MASA PROMEDIO LOMBRIZ (<i>EISENEA FOETIDA</i>)		
SUELO	Inicial (gr)	Final (gr)
Tratamiento 1	1,5	1,9
Tratamiento 2	1,5	2,6
Tratamiento 3	1,5	2,8
Tratamiento 4	1,5	3,2

Tabla N°7. Masa promedio de la lombriz (*Eisenea Foetida*).

COMPOSICION FISICO QUIMICA DE LA HARINA DE LOMBRIZ

En la tabla N°8, se presentan los valores arrojados del análisis bromatológico de la lombriz, en cuanto al análisis de interés de mercurio (Hg) se muestra que en el tratamiento uno (1) se encontraron concentraciones de 2745.2 ppm, tratamiento N° dos (2) de 2773.5 y el tratamiento N° tres (3) 1965.0. Ver figura N° 15.

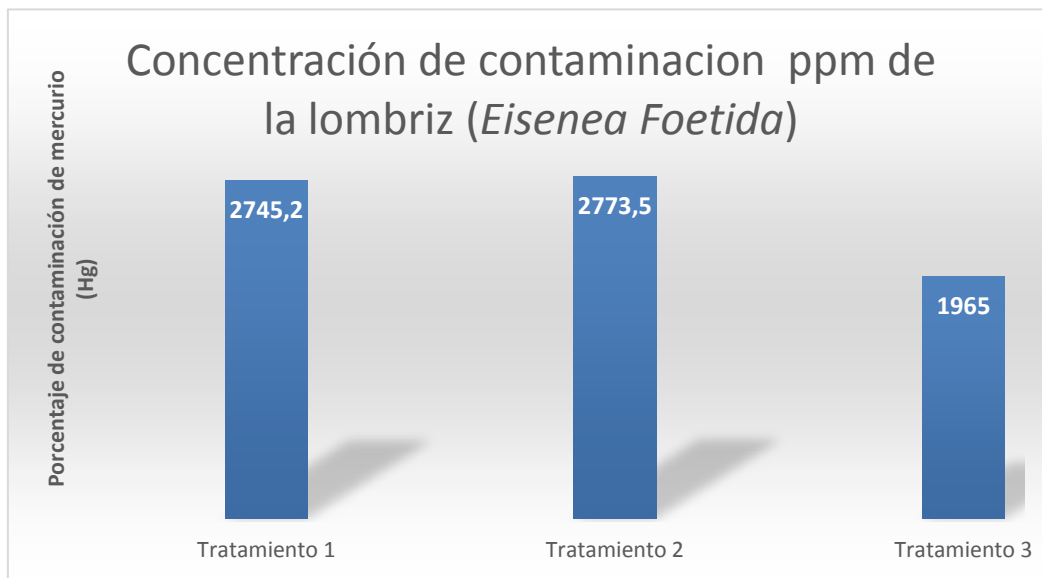


Figura N°15. Concentración de contaminación ppm de la lombriz *Esenia Foetida*.

Una probable explicación de absorción de los metales pesados en el tejido de la *Eisenea Foetida* es a través de los cambios químicos y microbiológicos que sufre la materia orgánica al pasar por el intestino. Una parte de la materia orgánica es digerida por el pH y la actividad microbiana del

intestino aumenta. Como resultado de ello, existe una alta probabilidad de que existan enlaces metal carbono para formar fracciones más solubles al tiempo que se incrementa de material o su biocumulación. Así mismo, la especie es capaz de efectuar una absorción cutánea de los metales. En este sentido, *suthar* y *coll*. Reportaron que las propiedades químicas del suelo, especialmente el contenido en materia orgánica desempeña un papel importante en el nivel de acumulación de metales en el tejido de las lombrices de tierra.

Parámetro	Técnica	Norma	Unidad	Harina de Lombriz		
				Tratamiento 1	Tratamiento 2	Tratamiento 3
Carbono orgánico oxidable total	Titulometría	NTC 5167	%	25,2	38,5	41,5
Densidad (20°C)	Gravimetría	NTC 5167	g/cm ³	0,49	0,45	0,41
Materia seca	Gravimetría	NTC 5167	-	88,4	88,7	82,2
Nitrógeno orgánico total (N total)	Kjeldahl	NTC 370	%	7,69	9,43	10,8
Proteína estimada (N total)	Kjeldahl	NTC 370	%	38,1	48,9	57,6
pH (10%)	Potenciometría	NTC 5167	-	5,83	5,38	5,27
Relación C/N	No Aplica	No Aplica	-	3,21	4,0	3,47
Mercurio	A.A vapor frío	SM 3112A	ppm	2745,2	2773,5	1965,0

Convenciones: A.A: Absorción Atómica, ±: Desviación Estándar, NTC: Norma Técnica Colombiana, SM: Standard Methods.

Tabla N° 8. Composición fisicoquímica de la Lombriz (*Eisenia Foetida*)

Durante una revisión exhaustiva de algunos estudios se encontraron una gran variedad de métodos enfocados en la remoción de metales pesados, los cuales arrojaron resultados de interés investigativos para hacer comparaciones, con la presente investigación; a continuación se describen algunos casos:

En la investigación llevada a cabo en la Universidad de Sucre (Colombia) por un grupo de profesionales en el tema de Remediación de suelos contaminados con mercurio utilizando guarumo (*Cecropia peltata*). Se alcanzando porcentajes de remoción entre 15.7% y 33.7%

durante 4 meses, considerando al guarumo como una especie con gran capacidad fitorremediadora.

Dentro de esta investigación se considera que el mercurio en el suelo se encuentra fuertemente asociado a la materia orgánica, especialmente a los grupos SH⁻ contenidos en esta; de igual forma, con los ligandos OH⁻ y Cl⁻ y los minerales arcillosos [17], por lo tanto la captación por parte de las raíces de las plantas depende de su disponibilidad en el suelo, que se encuentra determinada por factores fisicoquímicos como temperatura, humedad; lo cual tiene una gran relación cual tiene una gran relación de eficiencia de la biorremediación de suelos degradados por la minería a cielo abierto en el municipio de unión panamericana, departamento del chocó. Donde se estableció que la capacidad birremediadora de la lombriz roja californiana, estuvo fuertemente asociada a los parámetros físico químicos Hg, pH, Humedad MOS (Materia Orgánica Sólida), CIC (Capacidad de Intercambio Catiónico), Textura, Densidad aparente en el suelo; lo cual permitieron mantener la supervivencia de este especie responsable de la remoción del mercurio.

A pesar de las para fitorremediación [20], [21], también se pueden emplear especies maderables debido a que pueden disminuir la concentración de mercurio en suelos contaminados y reforestar zonas erosionadas con historial minero, donde se desarrollan pocas plantas debido a la alta toxicidad generada por este metal pesado [22]. En tal sentido, en la franja de explotación aurífera colombiana, ubicada entre el norte de Antioquia y sur de Bolívar [23], es abundante la presencia de árboles de guarumo (*Cecropia peltata*), que es un árbol pionero que nace en suelos poco fértiles, es de rápido crecimiento y genera una considerable biomasa en corto tiempo [24]; características que pueden ser útiles para su empleo como planta remediadora.

A continuación, se presenta un cuadro comparativo de estudios de remoción de mercurio:

ESTUDIOS REALIZADOS	RESULTADOS OBTENIDOS
REMOCIÓN DE MERCURIO EN SOLUCIONES ACUOSAS UTILIZANDO CASCARA DE ARROZ MODIFICADA	<p>El-Shafey (2010) preparó un material carbonaceo a base de cascarilla de arroz modificada químicamente con ácido sulfúrico. La adsorción de Hg en solución acuosa se estudió variando el pH, la concentración del ion metálico, la temperatura y el estado del adsorbente (húmedo o seco). El estado de equilibrio de la adsorción se presentó a las 120 h, dando un mejor resultado el adsorbente húmedo. La ecuación de cinética que mejor ajustó los datos fue la de pseudo segundo orden. La capacidad de adsorción aumentaba con el pH, encontrándose una adsorción máxima de 384.6 mg/g.</p>
REMOCIÓN DE MERCURIO EN EFLUENTES INDUSTRIALES UTILIZANDO ESPIGAS DE ARROZ	<p>Rocha, Morozin, Da Silva y Da Silva (2009), llevaron a cabo experimentos de adsorción utilizando espiga de arroz como un biosorbente de iones de Hg (II) en soluciones acuosas a temperatura ambiente. Para lograr las mejores</p>
	<p>Condiciones de adsorción se investigó la influencia del pH y el tiempo de contacto. Este proceso de adsorción fue rápido alcanzando el equilibrio antes de 90 minutos, con un máximo a pH 5,0. La máxima capacidad de adsorción de iones metálicos de Hg (II) fue de 0,110 mmol/g. Además, se mostró un excelente resultado con el uso de la espiga de arroz como bioadsorbente de iones metálicos de mercurio en efluentes industriales.</p>
BIORREMEDIACIÓN PARA LA DEGRADACIÓN DE	<p>ÑUSTEZ CUARTAS, Diana Cristina. (2012), realizó una investigación donde se evaluó el efecto de la Bioaumentación y Bioestimulación de sedimentos contaminados con hidrocarburos de la Estación de Servicio de Combustible INTEGRAL de Dosquebradas – Risaralda - Colombia, Como resultado de esta investigación los mesocosmos presentaron tasas de degradación entre el 87,32 mg de Hidrocarburos totales de petróleo (HTP)/kg de suelo seco y 105,41 mg de HTP/kg de suelo seco, con porcentajes de reducción de contenido de hidrocarburo entre 79,7% y 95,1%. Las dos estrategias de</p>

<p>HIDROCARBUROS TOTALES PRESENTES EN LOS SEDIMENTOS DE UNA ESTACIÓN DE SERVICIO DE COMBUSTIBLE</p>	<p>biorremediación, la bioestimulación y bioaumentación, no presentaron diferencias estadísticamente significativas.</p>
<p>REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON MERCURIO UTILIZANDO GUARUMO (<i>CECROPIA PELTATA</i>)</p>	<p>En el año 2010 VIDAL DURANGO <i>et al</i>; realizaron una investigación donde se determinó la influencia del grado de contaminación, la aplicación de ácido cítrico y tiempo de crecimiento del guarumo, sobre la tasa de remoción de mercurio en suelo. Después de 4 meses de crecimiento, los porcentajes de remoción estuvieron entre 15.7% y 33.7% debido a la capacidad del guarumo para acumular grandes cantidades del metal sin presentar efectos tóxicos considerables, así como al alto contenido de mercurio biodisponible en los suelos contaminados, lo que conllevó también a que el ácido cítrico no tuviera una influencia significativa sobre la recuperación de Hg; por lo cual se concluyó, que el guarumo es una especie con capacidad fitorremediadora</p>

Después de realizar un cuadro comparativo de diferentes resultados presentados por algunas investigaciones es de menester destacar, que teniendo en cuenta el tipo y concentración de los metales pesados presentes en un determinado medio, va a depender la efectividad del proceso de biorremedia

CAPITULO II CONCLUSIONES

Como consideraciones finales del presente trabajo se observaron las siguientes:

Durante el estudio se observó que el tratamiento con mayor remoción de mercurio (Hg) fue el tratamiento tres (3) con un (65%), seguido del tratamiento dos (2) con el 43% y el tratamiento uno (1) con el 28%, por lo que se considera que para tener un mejor resultado a nivel de bioremediación de suelos de minería a cielo abierto, se debe adicionar materia orgánica. Esto es debido a que un medio con un alto contenido de materia orgánica se convierte en un ambiente propicio para el desarrollo de las lombrices, ayudando a que éstas realicen un proceso de remoción de una manera eficiente.

El tratamiento N° tres (3) dentro de la investigación jugó un papel muy importante para realizar comparaciones del comportamiento de la lombriz, por qué pese a que el compost fue contaminado a propósito con mercurio no impidió el desarrollo y crecimiento poblacional de esta especie, cumpliendo con el objetivo final removiendo una notable concentración de mercurio del 65% en el medio. Al igual que el tratamiento N° cuatro (4), donde se mantuvo unas condiciones optimistas, reflejando un mayor desarrollo y crecimiento poblacional a diferencia de los demás tratamientos.

La lombriz *Eisenia Foetida*, según los análisis bromatológicos quedan con un porcentaje de contaminación de mercurio (Hg), lo cual indica que esta queda potencialmente contaminada y no puede entrar a la cadena alimenticia, por tanto se recomienda incinerarse y disponerlas como residuos peligrosos.

En referencia de la población final y el tamaño de las lombrices *Eisenia Foetida*, solo se afectaron en el T1, donde aumentaron en 20% y 5% respectivamente y los demás tratamientos hasta un 50% más. Los resultados demuestran que el uso combinado de lombriz roja californiana y compostaje son una alternativa eficiente para la biorremediación de suelos contaminados.

IV. RECOMENDACIONES

Para realizar procesos de biorremediación de suelos de minería a cielo abierto contaminados con mercurio (Hg), se debe adicionar materia orgánica en una relación 1:1 al proceso, para así permitir un mejor desarrollo de la lombriz y de esta forma obtener un resultado óptimo.

En cuanto al manejo del proceso de biorremediación en campo, es recomendable delimitar el área, controlar los factores ambientales (Humedad, Temperatura y pH), para mantener unas condiciones óptimas que permitan el normal desarrollo de la especie.

Se recomienda realizar más investigaciones enfocados a la biorremediación de suelos de minería a cielo abierto contaminados con mercurio (Hg).

Las lombrices rojas (*Eisenia Foetida*), utilizadas en los procesos de biorremediación de suelos contaminados con mercurio, no deben entrar en la cadena alimenticia debido a que quedan con un alto contenido de contaminación para la salud y el medio ambiente. Mas sin embargo no se tiene una estimación de los valores límites permisibles debido a que son muy variados en el medio ambiente lo cual es soportado en la resolución 601 de 2006 del Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

V. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABOLLINO. O; ACETO, M; MALANDRINO., MENTASTI. M; SARZANINI, E., BARBERIS. C. y RENZO. (2002). Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. Chemometric Investigation of Pollutant Profiles. Environmental Pollution, 119, pp. 177

AGUILERA N. 1989 Tratado de Edafología de México, Tomo I, Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México.

BARBEAU, C, DESCHENES Louise, KARAMANEV, D., COMEAU Y ves., and, SAMSON, Réjean. (1997). Bioremediation of pentachlorophenol-contaminated soil by bioaugmentation using activated soil. Applied Microbiology and Biotechnology. 48, pp 745-752.

BASS, David., HASTINGS, Nicholas., and BROWN Richard. (2000). Performance of air sparging systems: areview of case studies. Journal of Hazardous Materials 72, pp 101-119.

BURT, Rebeca. WILSON, Michael. KECK, A., DOUGHERTY, T.J, B.D., STROM, D.E., LINDAHL, J.A., (2003). Trace Element Speciation in Selected Smelter-Contaminated Soils in Anaconda and Deer Lodge Valley, Montana, USA. Advances in Environmental Research, 8, pp 51-67.

CODECHOCO, IIAP.2011. Reducción del uso de mercurio y mejoramiento de la productividad y la sostenibilidad en el distrito minero de Itsmina. Editor. CODECHOCO, IIAP. Ciudad Quibdó.

DÍAZ, Eduardo. (2002). Guía de Lombricultura: una alternativa de producción para emprendedores y productores del agro. Argentina – La Rioja. Agencia de Desarrollo Económico y Comercio Exterior –ADEX., pp. 57-pdf.

GARCÍA, Inés., DORRONSORO, Carlos. (2005). Contaminación por Metales Pesados. En Tecnología de Suelos. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>.

GARCÍA CONDE, Mary Ruth. & SOLANO FAJARDO, Viviana. (2005). Cría de la lombriz de tierra una alternativa ecológica y rentable. Universidad de Cundinamarca. Ubaté., pp. 316.

GENTRY, Terry., RENSING Christopher., and PEPPER, lam. (2004). New approaches for bioaugmentation as aremediation technology. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 34, pp 447-494.

GUERRERO, Eduardo. (2009). Implicaciones de la minería en los páramos de Colombia. Editor. Consultor proyecto paramos andinos. Recuperado de [http://www.paramo.org/dvd/Paramo%20Andino%20coordinaci%C3%B3n/Componente%202/2D.%20Normas%20de%20Conducta/Resumen%20Ejecutivo%20Mineria%20&%20Paramos%20\(Version%201\).pdf](http://www.paramo.org/dvd/Paramo%20Andino%20coordinaci%C3%B3n/Componente%202/2D.%20Normas%20de%20Conducta/Resumen%20Ejecutivo%20Mineria%20&%20Paramos%20(Version%201).pdf)

HAN, Feng Xiang., BANIN, Amos., KINGERY, Willian., TRIPLETT, Glover., ZHOU, L.X., ZHENG, S. J., DING, Wexin. (2003). New Approach to Studies of Heavy Metal Redistribution in Soil.

HERNÁNDEZ, Roberto., FERNÁNDEZ, C., BAPTISTA, Pilar. (2010). Metodología de la Investigación. 5ta Edición. México, México D.F.: Editorial McGraw Hill.

Información sobre el PBI minero de Colombia. Fuente: Ministerio De Minas y Energía. (2008). Sistema de Información Minero Colombiano (SIMCO), Anuario estadístico Minero. Recuperado de <http://www.simco.gov.co/>

JIANG, Xiao Yun., ZENG Guang Ming., HUANG, Dan Lian., CHEN, Yiang., LIU, Fang., HUANG Guo He., LIL, Jian Bing., XI, Bei Dou., and LIU Hong Liang. (2006). Remediation of

pentachlorophenol-contaminated soil by composting with immobilized *Phanerochaete chrysosporium*. *World Journal of Microbiology & Biotechnology* 22, pp.909-913.

LABORDE, Gustavo. (1999). Lombrices contra la contaminación. Recuperado de <http://www.oei.org.co/sii/entrega19/art02.htm>.

MA, Y., ZHANG, J. Ying. , and WONG, Ming Hung. (2003). Microbial activity during composting of anthracenecontaminated soil. *Chemosphere* 52:1505-1513.

MACCHI, Luisa. (2006). Evaluación de la remoción de arsénico y mercurio en Vermicompost en suelos contaminados. Recuperado <http://remocion.blogspot.com>.

MARTIN, Charles. (2000). Heavy Metals Trends in Floodplain Sediments and Valley Fill. *Catena* 39, 53-68.

MEHRASBI, Mohammad., HAGHIGHI, Behzad., SHARIAT, Mamak., NASERI, S., NADDAFI, Kazem. (2003). "Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons in Soil." *Iranian Journal of Public Health* Vol. 32: N°3, pp 28-32.

MITCHELL E. (2008). Los "guerreros ecológicos del siglo. XXI. Artículo revista *ecología política* Recuperado de http://www.ecologiapolitica.iepe.org/ver_articulo.php?id=228.

ÑUSTEZ CUARTAS, Diana Cristina. (2012). Biorremediación para la degradación de hidrocarburos totales presentes en los sedimentos de una estación de servicio de combustible. Proyecto de Grado presentado como requisito para optar al título de Magíster en Eco tecnología. Recuperado de <http://recursosbiblioteca.utp.edu.co/tesisd/textoyanexos/6281683N975.pdf>

OLMEDO, Fernando (2009). Minería a Cielo Abierto, no existe otra actividad industrial tan agresiva ambiental, social y culturalmente. Recuperado de <http://www.biodisol.com/medio-ambiente/mineria-a-cielo-abierto-no-existe-otra-actividad-industrial-tan-agresiva-ambiental-social-y-culturalmente-medio-ambiente-contaminacion/>.

PAGNANELLI, Francesca., MOSCARDINI, Emanuela., GIULIANO, Verónica., TORO, Luigi. (2004). Sequential Extraction of Heavy Metals in River Sediments of an Abandoned Pyrite Mining Area: Pollution Detection and Affinity Series. *Environmental Pollution*, 132, pp. 189- 201.

PALELLA STRACUZZI, Santa y MARTIN PESTANA, Filiberto (2003). Metodología de la investigación cuantitativa. Editor. Fondo Editorial de la Universidad Pedagógica Experimental Libertador, 200: pp 204.

PINEDA HERNÁNDEZ, Rosario. (2004). Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de Glomus Intraradices en la Absorción y Translocación de Cinc y Cobre en Girasol (*Helianthus Annuus L.*) Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina. Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias Universidad de Colima. Tecoman, Colima.

QUINTERO, Juan C., MOREIRA, María Teresa., LEMA, Juan M., and FEIJOO Gumersindo. (2006). An anaerobic bioreactor allows the efficient degradation of HCH isomers in soil slurry. *Chemosphere* 63: pp1005-1013.

Overview of the use of Leaching/Extraction Tests for Risk Assessment of Trace Metals in Contaminated Soils and Sediments. *Trends in Analytical Chemistry*, 22, pp. 152-159.

SAUVE, Sébastien., HENDERSON, Willian, and ALLEN, Herbert. (2000). Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environ. Sci. Technol.* 34:1125–1131.

SCHMIDT, Winni. (2002). Suelos Contaminados con Hidrocarburos: La Biorremediación como una Solución Ecológicamente Compatible. Recuperado de <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/11059/2779/1/6281683N975.pdf>

SPAIN, Anne. (2003). Implications Of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. *Reviews In Undergraduate Research*, 2: pp1-6.

STRAUBE, W. L., Nestler Catherine C., HANSEN L. D., RINGLEBERG D., PRITCHARD Parmely H., and JONES-MEEHAN Joanne.. (2003). Remediation of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) through landfarming with biostimulation and bioaugmentation. *Acta Biotechnologica* 23: pp179-196.

SUI, Hong., LI, Xin Gang., HUANG, Guo Qiang., and JIANG Bin. (2006). A study on cometabolic bioventing for the in situ remediation of trichloroethylene. VALLEJO, Victoria Eugenia.; SALGADO, Laura.; ROLDAN, Fabio A. (2006). Evaluación de la bioestimulación en la biodegradación de TPHs en suelos contaminados con petróleo. 13 paginas Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=77670209>.

VÁSQUEZ TORRES, Ana María. (2002). Biotratamientos, Con Base En El Uso De La Lombriz Eisenia Sp. Aislada De Pozos Composteros Para La Remediación De Suelos Contaminados Con Residuos Industriales De Parafina. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/v-031.pdf>.

VIDALI, Maurizio. (2001). Bioremediation. An overview. *Pure and Applied Chemistry* 73: pp 1163-1172.

Wang, Y. P., y Chao, C.C. (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. J. Agric. Assoc. China New. Ser. 157, 6-20.

Zhang, Q, Davis, L. C., y Erick, L. E. (2000). Heavy Metal. In: Hazardous Substan

VI. ANEXOS

Anexo N° 1. Registro Fotográficos del aspecto de los tratamientos al final del proceso



Registro fotográfico N°1. Tratamiento N°1



Registro fotográfico N°2. Tratamiento N°2



Registro fotográfico N°3. Tratamiento N°3



Registro fotográfico N°4. Tratamiento N°4



Registro fotográfico N°5. Preparación de harina de lombriz en horno de termostato



Registro fotográfico N°6. Molienda de la lombriz para obtener harina.



Registro fotográfico N° 6. Muestras de suelo para análisis fisicoquímicos.