



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

“EVALUACIÓN ECOTÓXICA DE SUELOS CONTAMINADOS CON
RESIDUOS MUNICIPALES DE UN BOTADERO, EN *Eisenia fetida* Sav.”

Tesis para optar el título profesional de:

Ingeniera Ambiental

Presentado por:

Lizbeth Mendoza Gil (0000-0003-0561-0150)

Asesor:

José Alberto Iannacone Oliver (0000-0003-3699-4732)

Lima – Perú

2021

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Lima, 17 de agosto de 2021.

Los integrantes del Jurado de tesis:

Presidente: Dr. Miguel Antonio Fernández Sampedro
Miembro: Dra. Susan Mery Medina Canzio
Miembro: Ing. Betty Soledad Pena Orocaja

Se reúnen para evaluar la tesis titulada: "EVALUACIÓN ECOTÓXICA DE SUELOS CONTAMINADOS CON RESIDUOS MUNICIPALES DE UN BOTADERO, EN *Eisenia fetida* Sav."

Presentada por la bachiller:

- Lizbeth Mendoza Gil

Para optar al Título Profesional de ingeniero(a) ambiental.

Asesorada por: Dr. José Alberto Iannacone Oliver

Luego de haber evaluado el informe final de tesis y evaluado el desempeño del(a) estudiante de la carrera de ingeniería ambiental en la sustentación, concluyen de manera unánime (x) por mayoría simple () calificar a:

Tesisista: Lizbeth Mendoza Gil			Nota (en letras): Dieciseis
Aprobado ()	Aprobado - Muy buena (x)	Aprobado - Sobresaliente ()	Desaprobado ()

Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.



Dr. Miguel Antonio Fernández Sampedro
Presidente del Jurado



Dr. José Alberto Iannacone Oliver
Asesor



Dra. Susan Mery Medina Canzio
Miembro del jurado



Ing. Betty Soledad Pena Orocaja
Miembro del jurado

EVALUACIÓN ECOTÓXICA DE SUELOS CONTAMINADOS CON RESIDUOS MUNICIPALES DE UN BOTADERO, EN LA *Eisenia fetida Sav.*

ECOTOXIC ASSESSMENT OF SOILS CONTAMINATED WITH MUNICIPAL WASTE FROM A DUMP, IN *Eisenia fetida Sav.*

EVALUACIÓN ECOTÓXICA DE SUELOS CONTAMINADOS

Palabras clave: Letalidad, subletalidad, suelo, lombriz de tierra

Key words: Lethality, sublethality, soil, earthworms

RESUMEN

El estudio evaluó los efectos letales y subletales sobre la lombriz de tierra *Eisenia fetida* (Savigny, 1826), de cinco muestras de suelos contaminados por residuos municipales procedentes del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú. Se expuso a *E. fetida* a seis concentraciones: 0,39%, 0,78%, 1,56%, 3,13%, 6,25% y 12,50%, y a un tratamiento control que correspondió a un suelo artificial para evaluar su efecto ecotóxico. El efecto letal evaluado fue la mortalidad, y los efectos subletales fueron cinco: fragmentación, adelgazamiento, oscurecimiento, peso medio y longitud media a los 7 y 14 días de exposición. Los suelos fueron evaluados por sus propiedades físico químicas, metales pesados e hidrocarburos. Los suelos contaminados presentaron efectos de toxicidad letal (concentración letal media, CL_{50}) en *E. fetida*, donde el nivel de afectación predominó en los suelos con mayor presencia de metales e hidrocarburos. Los efectos subletales prevaecientes fueron adelgazamiento y peso medio, mientras que la fragmentación y oscurecimiento se evidenciaron en las concentraciones más altas. La reducción de longitud fue un efecto subletal donde no hubo diferencias significativas entre las concentraciones empleadas. Los valores de NOEC se determinaron en las más bajas concentraciones. Con el estudio se ha demostrado que existe un efecto tóxico letal en la *E. fetida*, lo que se corroboró con la disminución de la población de las lombrices. Además, se comprobó la presencia de efectos subletales. La evidencia sugiere que los residuos municipales dispuestos en los botaderos, son fuentes de degradación de la calidad de los suelos y por tanto representan riesgo ecológico en la biota que alberga.

ABSTRACT

The study evaluated the lethal and sublethal effects on the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) (Annelida: Oligochaeta), from five soil samples contaminated by municipal waste from the Pampa Calanguillo dump, Lima, Peru. *E. fetida* was exposed to six

concentrations: 0,4%, 0,8%, 1,6%, 3,1%, 6,3% and 12,5%, and to a control treatment that corresponded to an artificial soil to evaluate its ecotoxic effect. The lethal effect evaluated was mortality, and the sublethal effects were five: fragmentation, thinning, darkening, average weight and length at 7 and 14 days of exposure. The soils were evaluated for its physicochemical properties, heavy metals and hydrocarbons. The contaminated soils presented lethal toxicity effects (medium lethal concentration, LC50) in *E. fetida*, where the level of affectation predominated in the soils with the highest presence of metals and hydrocarbons. The prevailing sublethal effects were slimming and average weight, while fragmentation and darkening were evident at the highest concentrations. The length reduction was a sublethal effect where there were no significant differences between the concentrations used. NOEC values were determined at the lowest concentrations. The study has shown that there is a lethal toxic effect in *E. fetida*, which was corroborated with the decrease in the worm population. In addition, the presence of sublethal effects was verified. Evidence suggests that municipal waste disposed of in landfills are sources of soil quality degradation and therefore represent an ecological risk in the biota it houses.

INTRODUCCIÓN

La creciente generación de residuos sólidos constituye uno de los problemas más graves a nivel del Perú, debido a que el volumen de los residuos crece muy rápido (MINAM, 2017). En el período del 2014 al 2019, la generación de residuos municipales ha incrementado en un 6%, llegando de 6,90 millones t de residuos en el 2014, a los 7,40 millones en el 2019 (MINAM, 2021). Bajo esta tendencia, las infraestructuras de disposición final han adquirido gran importancia (Ajibade et al., 2019). A nivel del Perú se cuentan con cuarenta y nueve rellenos sanitarios, siete rellenos mixtos, dos celdas transitorias y seis rellenos de seguridad (MINAM, 2021). Por otra parte, un porcentaje de los residuos municipales se disponen en lugares inadecuados, denominados botaderos

(Egbuen, 2018); de los residuos generados en el 2017, el 54,1% terminaron vertidos en botaderos municipales (MINAM, 2017). Según el Inventario Nacional de Áreas Degradadas por Residuos Municipales, se han identificado en el Perú un total de mil quinientos ochenta y cinco botaderos, de estos, mil quinientos cincuenta y ocho califican como áreas que deben ser recuperadas (OEFA, 2018).

Los botaderos son áreas de disposición ilegal de residuos, sin controles operativos, considerados como fuentes importantes de impactos ambientales negativos (Ajibade et al., 2020), siendo el suelo el mejor sumidero para los contaminantes descargados (Ali et al., 2019). La contaminación del suelo es uno de los principales problemas identificados en los botaderos (Hafeez et al., 2016). Entre los contaminantes que se generan en los botaderos están principalmente los metales pesados e hidrocarburos. Los metales pesados se caracterizan por no degradarse afectar a los ciclos biogeoquímicos, bioacumularse y biomagnificarse en la cadena alimenticia (Ihedioha et al., 2016). Los hidrocarburos se caracterizan por su movilidad, lipofílicidad e hidrofobicidad (Cachada et al., 2016), y según su estructura química son susceptibles a la degradabilidad y volatilidad (Guarino et al., 2017). Las principales fuentes de metales pesados e hidrocarburos en los botaderos provienen de residuos químicos, residuos eléctricos y electrónicos, residuos minerales, productos farmacéuticos, baterías, aceites, etc. (Karim et al., 2017). Uno de los botaderos calificados como área de recuperación ambiental en Lima, Perú es el de Pampa Calanguillo, donde se disponen únicamente residuos municipales en promedio 8 t por día (OEFA, 2018). No se tiene presencia de residuos industriales y/o de salud. Se cuenta con actividades de segregación moderada, quema de basura esporádica, y mínima presencia de vectores (OEFA, 2018).

Para predecir el impacto de un suelo contaminado usualmente se emplean los métodos químicos con el propósito de identificar los contaminantes y determinar sus concentraciones (Andrades y Martínez, 2014). No obstante, una herramienta adicional y complementaria para evaluar la calidad del suelo son las pruebas ecotoxicológicas (EPA, 1998; Cáceres-Del Carpio y Iannacone, 2021). Dichas pruebas se basan en someter a un conjunto de organismos a diferentes concentraciones de sustancias químicas o muestras ambientales, en un período de tiempo definido (Lionetto et al., 2012). Es así que se puede estimar la toxicidad del suelo, obteniéndose información efectiva sobre riesgos ecológicos (Boluda et al., 2011) y mecanismos de acción para la recuperación del suelo afectado (Moreno et al., 2019).

Entre los organismos empleados en la ecotoxicología terrestre, se consideran las lombrices de tierra por ser uno de principales modelos (Pelosi et al., 2014), y bioindicadores de la calidad del suelo (Lionetto et al., 2012). Estos organismos están presentes en la mayoría de los entornos terrestres, tienen un corto ciclo de reproducción, son de fácil manejo y crianza, y están bien delimitados genéticamente (Espinoza y Bustos, 2012). Además, las lombrices representan los diferentes niveles de la cadena trófica y contemplan diversas rutas de exposición (Lionetto et al., 2012). Por último, su abundancia y distribución son altamente influenciados por las condiciones ambientales y el estado ecológico del ecosistema (Buch et al., 2013).

Los bioensayos ecotoxicológicos con lombrices de tierra constituyen una herramienta de monitoreo de alerta temprana de toxicidad de suelos (Pelosi et al., 2014). La variable respuesta a los contaminantes se evidencia en varios niveles. A nivel corporal la respuesta se evidencia con la pérdida de peso, reducción de la reproducción y reacción de escape. A nivel de órgano y tejido, se corrobora con los cambios histopatológicos. A

nivel celular, se evidencia con la disminución en las condiciones fisiológicas de las células. A nivel molecular, se comprueba en los niveles de expresión de genes (Roubalová et al., 2015). Por consiguiente, con los ensayos ecotoxicológicos se estudia el grado de afectación en la estructura y función de los sistemas ecológicos (Gruiz et al., 2015).

En este contexto, los objetivos del presente estudio fueron: Caracterizar física y químicamente los suelos, identificar y determinar la concentración de metales pesados e hidrocarburos en los suelos y evaluar los efectos ecotóxicos letales y subletales de los suelos contaminados por residuos municipales del botadero de Pampa Calanguillo, Chilca, Lima, Perú, en las lombrices de tierra, *E. fetida* Sav.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

Se realizó en el botadero “Pampa Calanguillo”, en el distrito de Chilca, provincia de Cañete, departamento de Lima, Perú (Figura 1). El área del botadero es de 8,22 ha., con un perímetro de 1.786,72 m. De acuerdo al sistema de coordenadas UTM, WGS84 (Zona 18S), la zona de estudio está georeferenciada en las coordenadas 316591 E, 8616481 N. La precipitación media mensual oscila entre 0 y 1,1 mm. En relación a la temperatura media mensual es de 21,5 °C, respectivamente. (SENHAMI, 2019)

Usando el software ArcGIS 10.5 y basado en imágenes de World Imagery (proyectadas en la zona UTM 18S) del servicio ArcGIS Online, se digitalizó el perímetro del botadero.

Muestreo y análisis del suelo

Para efecto de presente estudio, se establecieron cuatro puntos de muestreo de identificación y un punto de muestreo de nivel de fondo. Para la distribución de los puntos

se consideró la pendiente, es decir la dirección la pluma de propagación del lixiviado, así como la representatividad espacial en el área de interés (MINAM, 2014). En la Tabla 1 se aprecia la ubicación de los puntos de muestreo.

En las cuatro muestras de identificación se evaluaron la presencia de sustancias químicas generadas por la disposición de residuos y se compararon con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelos (aprobado mediante el D.S. N° 011-2017-MINAM). Por otra parte, en la muestra del nivel de fondo se identificó la concentración de las sustancias químicas en el suelo que no fueron generadas por la actividad objeto del análisis y que se encuentran en el suelo de manera natural o fueron generadas por alguna fuente antropogénica distinta a la actividad (MINAM, 2014), cuyos resultados también se compararon con los ECA.

Toma de muestras de suelo

Las muestras tomadas fueron superficiales simples, las excavaciones tuvieron un diámetro que oscilaron entre los 30 a 50 cm, a una profundidad de 30 cm (MINAM, 2014). La colecta de las muestras se realizó con ayuda de una espátula, se retiraron los primeros 10 cm de suelo y se colectó la muestra. El suelo extraído se homogenizó en una bandeja aplicando la técnica de cuarteo, que consiste en tomar muestras de los cuartos opuestos. Este procedimiento se ejecutó para cada muestra tomada (MINAM, 2014).

Calidad del suelo

Para la evaluación de calidad de los suelos, se determinaron los siguientes parámetros con sus respectivos métodos de ensayo: Conductividad eléctrica (CE, $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$) medido con el ensayo de extracto acuoso relación suelo y agua (Page, 1983), clase textural (porcentaje de arcilla, arena y limo) evaluado a través del hidrómetro, pH medido con el potenciómetro (Kloster et al., 2013), fósforo (P, ppm) medido por método de Olsen modificado (Thomas y Peaslee, 1973), potasio (K, ppm) evaluado por el extracto de acetato de amonio (Sadsawka et al., 2006), porcentaje de materia orgánica medido por el método Walkley & Black (Soil Survey Staff [SSS], 1995), Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC, $\text{meq}\cdot 100\text{g}^{-1}$) evaluado por el método de acetato de amonio (Kloster et al., 2013) y carbonatos (porcentaje de CaCO_3) proporcionado por el método gaso-volumétrico (Kloster et al., 2016). La interpretación de los valores determinados en cada uno de los parámetros se realizó según las guías de *Food and Agricultural Organization* (FAO) y *Oregon State University* (OSU).

Adicionalmente se determinaron las concentraciones de los siguientes metales pesados totales: Arsénico (As), bario (Ba), cadmio (Cd), cromo (Cr), mercurio (Hg) y plomo (Pb). Los métodos de ensayo empleados para estimar los metales pesados fueron los de EPA 3050B (digestión ácida) y EPA 6020B (espectrofotometría de masa con plasma) (EPA, 1996; 2014). Del mismo modo, también se determinaron las concentraciones de los hidrocarburos de fracción ligera, media y pesada. El método de ensayo usado para estimar las distintas fracciones de hidrocarburos fue EPA 8015C (cromatografía de gases) (EPA, 2007).

Ensayo ecotoxicológico

Obtención de material biológico

Los organismos se adquirieron de cultivos masivos del área de lombricultura de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Lima, Perú, en un sustrato de compostaje a una concentración del 100%.

Aclimatación de lombrices

La aclimatación de *Eisenia fetida* (Savigny, 1826), se realizó por un período de 14 días, con el propósito de seleccionar individuos adultos (clitelio visible), con un peso fluctuante entre 200-500 mg y una longitud que oscile entre 8- 10 cm (ODCE, 1984). Durante este período, los organismos fueron colocados en suelos de condiciones parecidas a las que serían sometidas en la experimentación, bajo una temperatura de laboratorio de 20°C ± 2°C, y 30% de humedad relativa; además se les alimentó con estiércol vacuno (ODCE, 1984). Los ensayos de aclimatación fueron calificados como válidos cuando la mortalidad de las lombrices no superó el 10% (Iannacone y Alvariño, 2005).

Preparación de suelo artificial y mezclas de suelo

El suelo artificial se preparó de la mezcla de 10% de musgo, 20% de arcilla, y 70% de arena industrial. La mezcla se sometió en un tamiz de 2 µm, para asegurar un tamaño homogéneo de las partículas. Posteriormente, se le agregó agua entre 0,2 a 0,3 ml/g de suelo para obtener la humedad propicia en un rango de 40% a 80% (Alonzo y Chicas, 2013).

Para la preparación de las mezclas se emplearon las cinco muestras de suelo contaminado obtenidos del botadero “Pampa Calanguillo”. Las muestras de suelo se mezclaron con el suelo artificial, bajo las siguientes concentraciones: 0,00% ,0,39%, 0,78%, 1,56%, 3,13%,

6,25% y 12,50% p/p. Luego se sometieron a un tamiz de diámetro de 2 mm y se determinó la humedad de las mezclas Dichas concentraciones son resultado de pruebas preliminares con mezclas al 25%, 50% y 100% para ajustar los efectos. Cabe precisar, el tratamiento control correspondió al suelo artificial.

Las pruebas de toxicidad para cada muestra de suelo se evaluaron para seis concentraciones, más un control o testigo con cuatro repeticiones, en un diseño en bloque completamente aleatorio (DBCA) de 6x4.

Bioensayo ecotoxicológico

Las pruebas ecotoxicológicas se realizaron con cohortes de los especímenes de *E. fetida* que se obtuvieron del cultivo masivo. Los individuos fueron colocados en envases de plástico con capacidad de 1 L (Iannacone *et al.*, 2011). El bioensayo se realizó bajo condiciones de 12h de luz y a temperatura de laboratorio de $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. Previamente, las lombrices fueron lavadas con agua destilada y con la ayuda de un papel absorbente (con poros menores a $10\ \mu\text{m}$) fueron secadas para retirar el exceso de agua y así asegurar una lectura correcta. Se comprobó mediante la respuesta a estímulos físicos si las lombrices estaban saludables previo al inicio del ensayo (Gómez, 2014; Palafox *et al.*, 2012). Se emplearon 250 g de suelo como sustrato en ensayos estáticos en los 14 días de exposición. El ensayo fue considerado como válido cuando la mortalidad en el control no sobrepaso el 10% al final del periodo de exposición (OECD, 1984).

El punto final considerado como respuesta letal fue la mortalidad, valorada a través de CL_{50} (Concentración letal media), y los de respuesta subletal fueron seis: oscurecimiento, adelgazamiento, fragmentación, longitud, peso seco y peso húmedo estimado a través de CE_{50} (Concentración efectiva media), LOEC (Concentración más baja de efectos

observables) y NOEC (Concentración de efectos no observables) para los suelos contaminados con residuos municipales a 7 y 14 días de exposición (OECD, 1984).

Análisis Estadístico

Mediante un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías se evaluó la eficacia entre los tratamientos y repeticiones, y con una prueba *a posteriori* de Tukey para la determinación del NOEC y LOEC. Previamente para emplear estas pruebas paramétricas, la data estadística fue verificada para el cumplimiento de la normalidad con la prueba de Shapiro-Wilk y la homocedasticidad de varianzas con la prueba de Levene. En el caso de cumplir con la normalidad y homocedasticidad, se aplicó la prueba de Tuckey, mientras que en caso no se cumpliera se aplicó la prueba Kruskal Wallis. Las CE (L)_{50S} y sus respectivos límites de confianza (CL(E)₅₀ inf y CL (E)₅₀ sup) al 95%, se calcularon usando el programa Probit versión 1,5. Los resultados adquiridos se analizaron con el paquete estadístico SPSS 20,0 para calcular los estadísticos descriptivos e inferenciales a un nivel de significancia de 0,05 (Iannacone *et al.*, 2011; Stockemer, 2019)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Suelos

Respecto a la calidad de suelos, de acuerdo a las guías de la FAO (2008) y OSU (2011) se interpretaron que todos los suelos califican como muy salinos (>4 dS/cm), CIC muy bajo (<50 meq/100 g), y textura franco arenosa a excepción de CA-SU-NF, cuya textura fue arena franca. En relación al pH, los suelos de los puntos CA-SU-NF, CA-SU-01, CA-SU-02 y CA-SU-04 se caracterizaron por ser moderadamente alcalinos (7,1-8,5), mientras que CA-SU-03 por ser levemente ácido (6,6-6,9). En cuanto el porcentaje de materia orgánica, los suelos presentaron cantidades muy bajas (<0,7%), sin embargo, los suelos CA-SU-02 y CA-SU-03 presentaron nivel normal (1,2 -1,7%) y muy alto (>2,25%),

respectivamente. Referente al fósforo y potasio presente en el suelo fue alto. El porcentaje de carbonatos en los suelos fue muy bajo (<5%) (Tabla 2).

En relación a la presencia de metales pesados e hidrocarburos. Los suelos correspondientes a los puntos CA-SU-NF, CA-SU-01, CA-SU-02 y CA-SU-04 presentaron metales e hidrocarburos debajo de los valores de ECA de suelo residencial. El suelo procedente del punto de CA-SU-03 presentó altos niveles de hidrocarburos de fracción media y pesada, valores que excedieron el ECA de suelo residencial (Tabla 2), esto se atribuye a la identificación de una alta presencia de residuos de hidrocarburos en la zona como gasolina, diésel y aceite, los que representaron una posible fuente de contaminación en el suelo. Karim et al. (2017) indica que los residuos municipales como restos de pintura, aparatos eléctricos e hidrocarburos representan las principales fuentes de contaminación de los suelos. A la vez, otro factor a considerar es la estructura química de los hidrocarburos que definen su presencia en el suelo, Castellanos et al. (2015) indica que los hidrocarburos de fracción pesada (C_{18} a más) como los aceites, son singularizados por tener un carácter recalcitrante por lo que permanecen un mayor tiempo en el suelo que los hidrocarburos de fracción media (C_{10} a C_{18}) tales como el diésel; mientras que los hidrocarburos de fracción ligera (C_5 - C_{10}) son altamente volátiles. En consecuencia, la elevada concentración de hidrocarburos de fracción media y pesada en el suelo del punto CA-SU-03 podría estar relacionado a la presencia de los residuos de hidrocarburos y al tiempo de residencia según su naturaleza química.

Las diversas propiedades físico químicas del suelo definen la movilidad y disponibilidad de las sustancias químicas en esta matriz (Alloway et al., 2013). Entre estas propiedades se encuentra la cantidad de materia orgánica y CIC en el suelo, los cuales mantienen una correlación directa con la absorción del contaminante (Alves et al., 2013). Sin embargo, no ocurre lo mismo con el pH, este es un parámetro que incrementa la solubilidad de los

compuestos en el suelo (Singh et al., 2016). También, la textura del suelo es otro factor, partículas grandes y rugosas (arena) tienen menor potencial de absorción y menor lixiviación, contrario, a las partículas más pequeñas (arcilla) (Calderón, 2016). Por consiguiente, la poca presencia de CIC efectiva y materia orgánica, el pH alcalino y textura arenosa posiblemente no habrían propiciado la absorción de las sustancias químicas en las partículas del suelo, es decir los compuestos pudieron estar más aprovechables y por ende más disponibles para ser absorbido por la biota albergada en el suelo.

Mortalidad

El efecto letal en las lombrices de tierra fue muy variable entre las muestras de suelo. Se observó un incremento en la mortalidad de *E. fetida* en los suelos a distintas concentraciones en relación con el control, mostrándose muerte de los organismos desde la más baja concentración $3,9 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0,39%). En los suelos de los puntos CA-SU-02 y CA-SU-03, se comprobaron mayores niveles de mortalidad de *E. fetida* respecto a los suelos CA-SU-01 y CA-SU-04, sin embargo, no sobrevivieron individuos en todos los suelos a la más alta concentración de $125 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (12,5%). El nivel de afectación a los 7 y 14 días de exposición predominó en el siguiente orden: CA-SU-03 > CA-SU-02 > CA-SU-01 > CA-SU-04 > CA-SU-NF (Tabla 3). Por lo tanto, con el bioensayo de letalidad se evidenció que los suelos contaminados con residuos municipales podrían implicar efectos mortales significativos en la *E. fetida*, esto fue más notorio en las muestras de suelo más contaminadas, comprobándose una relación directa entre la concentración de sustancias químicas con la letalidad (CL_{50}) y NOEC, pues la menor CL_{50} y NOEC a los 14 días de exposición fue de 1,28% y 0,39%, para el punto CA-SU-03, cuyo suelo presentó metales y alto nivel de hidrocarburos, mientras que la mayor CL_{50} y NOEC fue para el punto CA-SU-NF, cuyo suelo mostró menor cantidad de metales e hidrocarburos en comparación con

los otros suelos. Dichos resultados son similares a Gómez et al. (2014), quienes evaluaron la mortalidad de estos organismos en suelos contaminados por metales pesados, encontrando un efecto significativo en la toxicidad por letalidad. De la misma manera, Oliveira et al. (2018) identificaron efectos letales en los organismos sometidos a suelos contaminados con metales pesados. Li et al. (2020) observaron mortalidad significativa de las lombrices en las concentraciones más altas de petróleo en el suelo. Así como también, Bamgbose y Anderson (2020) evidenciaron que la supervivencia de las lombrices disminuyó a medida que aumentaba la concentración de hidrocarburos.

Del mismo modo, la interacción entre los contaminantes (hidrocarburos y metales pesados) y la lombriz en el suelo influyo en la mortalidad del oligoqueto. Los hidrocarburos y metales pesados se caracterizan por causar efectos de inmunosupresión en los organismos, ocasionando la inhibición de la actividad enzimática de la acetilcolinesterasa (Malev et al.,2015), esta enzima juega un papel importante en secuestrar y metabolizar dichos xenobióticos, que al ser afectadas provocan efectos deletéreos para el organismo, incluida la inducción a la muerte (Wang et al., 2019).

Adicionalmente, el nivel de metabolismo de las lombrices define el grado de toxicidad en el organismo. Una forma es que el contaminante se metabolice previo a la llegada al sistema nervioso central y la otra forma es que se una a una macromolécula y se redistribuya a todos los tejidos pudiendo llegar a acumularse (Hartnik y Styryshave, 2008). En relación a los metales tienden a bioacumularse y no metabolizarse rápidamente, mientras que en el caso de los hidrocarburos si la fracción es ligera se metaboliza fácilmente y en las fracciones pesadas sucede lo contrario.

Fragmentación

En referencia a la fragmentación, se observó un incremento de este efecto en las concentraciones más altas y a un mayor tiempo de exposición evidenciándose que a partir de la concentración de 1,56% se presenta segmentación en algunos de los organismos, predominando a la concentración 6,25%. Los puntos de muestreo, CA-SU-02 y CA-SU-03 presentaron una mayor afectación por fragmentación, cuyos valores de CE_{50} de 2,23 y 3,42, respectivamente (Tabla 4). Homa et al. (2016), evidenciaron que la segmentación ocurre por el agotamiento de fluido celómico, lo que genera un desequilibrio en las proteínas inmunes humorales que lo conforman. Esto desencadena la activación de respuestas inmunes innatos y adaptativas, es así que se desarrollan diversos efectos subletales que favorecen la supervivencia de los organismos (Engelmann et al., 2011). Singh et al. (2019) hallaron que la fragmentación en las lombrices se presenta por la autólisis celular causada por la inhibición enzimática. Este fenómeno se puede observar en forma de eliminación de líquidos celulares en los organismos moribundos, lesiones sanguinolentas (Alves et al., 2013), desmembración del cuerpo, desintegración de la membrana cuticular y las capas de ectodermo (Kriska, 2013). Homa et al. (2016) encontraron diversas alteraciones morfológicas al someter a la lombriz *Allolobophora chlorotica* (Savigny, 1826) (Annelida: Oligochaeta), a metales pesados, identificando fragmentación en la región postclitelar del cuerpo, ruptura metamérica y segmentación de la pared corporal. Kumar y Singh (2017) muestran que la exposición de las lombrices a organofosforados induce rupturas de la cutícula, expulsión de fluido celómico, pérdida de la integridad de la estructura de tejido interno y ectodérmico de la pared corporal de los organismos. Del mismo modo, Tiwari et al. (2019) reconocieron diversas variaciones morfoconductuales que afectan a las lombrices *Eudrilus eugeniae* (Kinberg, 1867) (Annelida: Oligochaeta), al ser sometidas a plaguicidas, tales como enrollamiento, hinchazón clitelar, liberación de mucosas,

sangrado y fragmentación del cuerpo de las lombrices de tierra. Bamgbose & Anderson (2020) observaron en *E. fetida*, segmentación en las partes anteriores y posteriores por exposición a compuestos hidrocarbonados. Por consiguiente, los efectos tóxicos del suelo contaminado se reflejan mediante distintas respuestas subletales predominando la afectación en la Integridad morfológica y estructural del cuerpo y tejidos de las lombrices.

Adelgazamiento

Respecto al adelgazamiento, se observó este comportamiento a partir de la concentración más baja y a un mayor tiempo de exposición (Tabla 4). El adelgazamiento de las lombrices está asociado reducción de ingesta de alimentos, como un mecanismo para evitar las toxinas (Stanley y Preetha, 2016), estrategia usada para impedir el envenenamiento (Wang et al., 2016). Ramadass et al. (2015), visibilizaron que las lombrices al ser sometidas a contaminantes optan por morir de inanición en vez de ingerir suelo contaminado. Singh et al. (2019) evidenciaron que entre los efectos morfológicos identificados en *E. eugeniae* expuestas a plaguicidas se visibilizó adelgazamiento, enrollamiento y constricción del cuerpo, además de contracción clitelar, liberación de fluidos y sangrado. Asimismo, Kumar y Singh (2017) identificaron adelgazamiento de las lombrices, mecanismo considerado como defensa contra los tóxicos al que están expuestos. Por otra parte, las lombrices también podrían adelgazar por la disminución de las células del líquido celómico, denominados “celomocitos”, encargados de absorber los sustratos del suelo, principal alimento para estos invertebrados (Engelmann et al., 2011). Ramadass et al. (2015) identificaron la expulsión de fluido celómico en la *E. fetida* antes de su muerte. Bamgbose & Anderson (2020) notaron que las lombrices secretan de manera excesiva fluidos celómicos como respuesta al estrés del contaminante.

Oscurecimiento

En cuanto al oscurecimiento se evidenció en las más altas concentraciones y al mayor tiempo de exposición (Tabla 4). Esta respuesta subletal se atribuye a la hiperpigmentación en las lombrices debido a un incremento de los melanocitos, responsables de la coloración de los oligoquetos (Zhang et al., 2018). Los melanocitos forman el pigmento de melamina en los organismos, cuyo papel es multifuncional, puesto a que actúan como agente inmunomodulador, protegen a los organismos de agentes oxidantes (Yang et al., 2018) reducen la fagocitosis o la inducción de la muerte celular, estimulan una fuerte respuesta de anticuerpos (Rahman et al., 2020) y generan disminución en la absorción de ciertos contaminantes (Wang et al., 2019). De esta manera, las lombrices incrementan su actividad de polimerización oxidativa (Yang et al., 2018), es decir, aumentan la formación de melamina y así desarrollan una respuesta inmunológica frente al estrés de los xenobióticos al que están sometidas. Sharma y Satyanarayan (2011) visibilizaron los efectos de los metales pesados en la *E. eugeniae*, donde reportaron oscurecimiento en los organismos, daño celular y musculares. Del mismo modo, Esegbe et al. (2013) informaron alteraciones en *Eisenia andrei* (Savigny, 1826) (Annelida: Oligochaeta), al ser expuestas a hidrocarburos, entre estas respuestas subletales se identificaron cambio de coloración, necrosis, degeneración celular y rotura endotelial. Amadi et al. (2019) apreciaron cambios en la pigmentación de las lombrices, y también identificaron músculo longitudinal edematoso. Por último, este comportamiento también se justifica por la presencia de quimiorreceptores que tienen las lombrices en la superficie de su cuerpo (Rahman et al., 2020).

Longitud media

La longitud de la *E. fetida* tendió a reducirse a mayores concentraciones y tiempo de exposición. También, se evidenció que no existieron diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 5). La intensidad de este daño morfológico podría atribuirse a que las lombrices desarrollan mecanismos adaptativos fenotípicos y procesos de desintoxicación, siendo una de las respuestas subletales la reducción de tamaño e inhibición de crecimiento de las lombrices de tierra (Qiao et al., 2019). Ye et al. (2016) encontraron que la longitud de las lombrices de tierra se redujo después de la exposición a sustancias químicas tóxicas, siendo una respuesta común al estrés. También, hay indicios de que la reducción de longitud de las lombrices podría deberse a la capacidad que tienen para resistir fisiológicamente a un tóxico, lo que implica un costo en términos de energía y otros recursos (Zeb et al., 2020), evidenciándose como un efecto la pérdida de tamaño. A la vez, la reducción de la longitud de los oligoquetos está ligado con la pérdida del líquido celómico, encargado de recibir moléculas de lisenina y hemolisina, lo que contribuye a la inmunidad a las lombrices de tierra (Engelmann et al., 2016). Booth et al. (2001) encontraron que la longitud de las lombrices se redujo significativamente en *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826) (Annelida: Oligochaeta), (tanto juveniles y adultos) por exposición a plaguicidas.

Peso medio

El peso corporal de la *E. fetida* disminuye notoriamente a una mayor concentración y tiempo de exposición. Este comportamiento muestra que la lombriz de tierra *E. fetida* presenta una alta sensibilidad de respuesta. (Tabla 6). El peso corporal, es una conducta se debe a una disminución de ingesta y asimilación de alimentos por parte de las lombrices, principalmente de los nutrientes asociados a los residuos orgánicos del suelo que al ser sometidos a contaminantes pueden convertirse en no comestibles (Edwards y Bohlen, 1996). A la vez, la reducción de la eficiencia en la alimentación de las lombrices se asocia a la disminución de la actividad de la celulasa (Alves *et al.*, 2013). Badawy *et al.* (2013) notificaron disminución de peso significativa después de 14 d de exposición. También, Tang *et al.* (2018) identificaron pérdida de peso en la *E. fetida* al ser sometida a mercurio. Del mismo modo, la reducción de peso se atribuye a que el tóxico afecta el metabolismo, osmoregulación y energía en lombrices de tierra (Tang *et al.*, 2018). Es muy importante destacar que la pérdida de peso corporal es un punto final ecológicamente más sensible que la supervivencia (Maboeta *et al.*, 2004), convirtiéndolo en un indicador valioso para monitorear efectos adversos de un contaminante y por consiguiente la resistencia al estrés ambiental (Singh y Suthar, 2012). La pérdida de peso también puede estar relacionada a la pérdida de glucógeno, lípidos y proteínas como resultado de la exposición al químico (Su *et al.*, 2013; Ye *et al.*, 2016). Qiao *et al.* (2019) encontraron reducción del peso de las lombrices de tierra al ser expuestas a plaguicidas e indicaron que el contaminante puede afectar a la palatabilidad del alimento y la tasa de asimilación de los alimentos. Las lombrices al ser sometidas al contaminante, sufren estrés oxidativo, es decir, se propicia la producción especies reactivas de oxígeno (ROS) (Rajiv *et al.* 2014), las cuales interactúan con macromoléculas esenciales como proteínas, ADN y lípidos que pueden causar obstáculos en varios procesos fisiológicos (Yang *et al.*, 2016) y

por consiguiente tienen un efecto en el peso. A la misma vez, las lombrices del tratamiento control sufrieron de pérdida de peso corporal, lo que se atribuye a la falta de dotación de alimentos durante el bioensayo, ocasionando que el carbono orgánico disponible en el suelo fuera insuficiente para los oligoquetos y en consecuencia para mantener su peso corporal inicial (Oliveira *et al.*, 2018).

En general, la *E. fetida* presentó efectos letales significativos comprobado mediante la mortalidad de los organismos expuestos a los cinco suelos contaminados con residuos municipales. Los resultados de la toxicidad aguda mostraron que los compuestos presentes en el suelo, es decir, los hidrocarburos y metales pesados representan una alta toxicidad para las lombrices. Los efectos de estos compuestos, no solo disminuyeron la supervivencia de las lombrices, sino también afectaron su peso corporal y en menor grado la longitud, pigmentación y conformación esquelética, entendido estas manifestaciones como efectos subletales. La subletalidad evidenció la capacidad de las lombrices para desarrollar respuestas inmunológicas y adaptativas en la mezcla; además se comprobó una relación significativa entre dichos comportamientos y presencia de tóxico, a las concentraciones usadas.

En este sentido, este estudio permitió comprobar el nivel de contaminación existente en la zona por la actividad de disposición final de residuos municipales, además de visibilizar el riesgo que representa esta actividad para el ambiente y en consecuencia a la salud humana. Del mismo modo, esta investigación constituye una herramienta fundamental para establecer los niveles de remediación (NR) específicas en el sitio, desarrollar un plan de descontaminación de suelos (PDS) y un plan de recuperación del área degradada tal como lo estipula la normativa de residuos (Ley de Gestión Integral de Residuos aprobado mediante el Decreto Legislativo N°1278).

CONCLUSIONES

En este estudio se ha evidenciado que los suelos procedentes del botadero Pampa Calanguillo se caracterizaron por ser salinos, presentar una textura arenosa, un CIC muy bajo y porcentaje de materia orgánica muy baja a normal.

En relación a la presencia de metales pesados e hidrocarburos, todos los suelos presentaron una mínima concentración de estas sustancias químicas a excepción del suelo extraído del punto CA-SU-03 que presentó valores de hidrocarburos de fracción media y pesada por encima del Estándar de Calidad Ambiental para suelo residencial (D.S. N° 011-2017-MINAM)

También se ha demostrado que existe un efecto tóxico letal en la lombriz de tierra *E. fetida* ocasionado por los suelos contaminados procedentes del botadero de Pampa Calanguillo. Esto se corroboró con la concentración letal media (CL_{50}), evidenciándose que la disminución de la población de las lombrices predominó en el siguiente orden: CA-SU-03 > CA-SU-02 > CA-SU-01 > CA-SU-04 > CA-SU-NF. A la vez, se comprobó la presencia de efectos subletales en la *E. fetida*, tales como el adelgazamiento de las lombrices cuyas concentraciones efectivas medias (CE_{50}) oscilaron en un rango entre 1.04% a 4.48%, parámetro que mantiene relación con el peso medio presentando una reducción promedio de peso de 40% en algunos suelos a los 14 días de exposición. Además, se visibilizó otros efectos subletales como la fragmentación cuya CE_{50} se encontró en un rango de 2.02 a 8.04%, también el oscurecimiento cuyo rango osciló entre 1.93 a 6.62% y longitud media se visibilizó una reducción de longitud de los oligoquetos hasta en un 25%. Asimismo, se debe precisar que el suelo extraído del punto CA-SU-03 presentó la mayor afectación letal y subletal comprobado mediante los valores más pequeños en CL_{50} y CE_{50} , contrario a CA-SU-NF que presentó el menor nivel de afectación.

La evidencia sugiere que los residuos municipales dispuestos en los botaderos, son fuentes de degradación de la calidad de los suelos y por tanto de la biota que alberga. En consecuencia, se requiere mecanismos de remediación de estos suelos basados en evaluaciones del grado de afectación ecológica y humana, por lo que esta investigación constituye una línea base para definir acciones a realizar en el área afectada tales como establecer los niveles de remediación (NR) específicos para el sitio, desarrollar un plan de descontaminación de suelos (PDS) y/o un plan de recuperación del área degradada por botaderos según lo estipulado en el reglamento de la Ley de Gestión Integral de Residuos (Decreto Legislativo N°1278).

BIBLIOGRAFÍA

- Ajibade, F., Adelodun, B., Ajibade, T., Lasis, K., Abiota, C., Adewumi, J. & Akinbile, C. 2020. The threatening effects of dumping on soil at waste disposal sites of Akure City, Nigeria. *International Journal of Environment and Waste Management* , 27 (2), 1512-1586
- Ali, I., Siddeg, S., Idris, A., Brima, E., Ibrahim, K., Ebraheem, S. & Arshad, M. 2019. Contamination and human health risk assessment of heavy metals in soil of a municipal solid waste dumpsite in Saudi Arabia. *Toxin reviews*, 40, 2021, 102-115.
- Alloway, B.J. 2013. Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. *Environmental Pollution*, 22 (3), 400-410.
- Alonzo, L. & Chicas. S. 2013. Determinación de la CL₅₀ de dos plaguicidas sintéticos utilizando *Eisenia foetida* en el cultivo de *Cucumis sativus* en el distrito de riego del valle de zapotitan, La Libertad. El Salvador: Tesis doctoral. Universidad del Salvador.
- Alves, P. R. L., Cardoso, E. J. B. N., Martines, A. M., Sousa, J. P., & Pasini, A. 2013. Earthworm ecotoxicological assessments of pesticides used to treat seeds under tropical conditions. *Chemosphere*, 90, 2674–2682.
- Amadi, C. S., Anikwe, J. C., Obanya, H. E. & Okoroafor, C. U. 2019. Assessment of the environmental impacts of solous municipal solid waste landfills using soil properties and

earthworms (*Eudrilus eugeniae*). *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 23(2), 315-321.

Andrades, M. & Martínez, E. 2014. Fertilidad del suelo y parámetros que la define. 3ª Edición. España. Tesis doctoral. Universidad de La Rioja.

Badawy, M., Kenawy, A., & El-Aswad, A. 2013. Toxicity Assessment of Buprofezin, Lufenuron, and Triflumuron to the Earthworm *Aporrectodea caliginosa*. *International Journal of Zoology*, 2013, 1–9.

Bamgbose, I. A., & Anderson, T. 2020. Ecotoxicity of three plant-based biodiesels and diesel using, *Eisenia fetida*. *Environmental Pollution*, 260 (113965), 269-274.

Boluda, R., Roca- Pérez, L. & Marimón, L. 2011. Soil plate bioassay: An effective method to determine ecotoxicological risks. *Chemosphere* , 8464(1), 1-8.

Booth, L., Hodge, S., & O'Halloran, K. 2001. Use of Biomarkers in Earthworms to Detect Use and Abuse of Applications of a Model Organophosphate Pesticide. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67(5), 633–640.

Buch, A., Brown, G., Niva, C., Sautter, K. & Sousa, J. 2013. Toxicity of three pesticides commonly used in Brazil to *Pontoscolex corethrurus* and *Eisenia andrei*. *Applied Soil Ecology*, 69, 32-38.

Cáceres-Del Carpio, F.A. & Iannacone, J. 2021. Evaluación del riesgo ambiental por los insecticidas fipronil e imidacloprid en el camarón de río (*Cryphiops caementarius*). *La Granja*, 33(1), 1-11.

Cachada, A., Ferreira da Silva, E., Duarte, A. C., & Pereira, R. 2016. Risk assessment of urban soils contamination: The particular case of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Science of The Total Environment*, 551-552, 271–284.

Calderón, F., Nielsen, D., Acosta-Martínez, V., Vigil, M. & Lyon, D. Cover Crop and Irrigation Effects on Soil Microbial Communities and Enzymes in Semiarid Agroecosystems of the Central Great Plains of North America, *Pedosphere*, 26(2), 192-205.

Castellanos, M., Isaza, R. & Torres, J. (2015). Evaluación de los hidrocarburos totales de petróleo (TPH) sobre suelos urbanos en Maicao, Colombia. *SciELO*, 44 (3), 1-8.

Edwards, C. & Bohlen, P. 1996. *Biology and Ecology of earthworms*. Springer Science & Business Media. 0412561603, 266-273

Egbueri, J. 2018. Assessment of the quality of groundwaters proximal to dumpsites in Awka and Nnewi metropolises: a comparative approach. *International Journal of Energy and Water Resources*, 2, 33–48

Engelmann, P., Hayashi, Y., Bodó, K., Ernszt, D., Somogyi, I., Steib, A., Orban, J., Pollak, E., Nytrai, L., Németh, P. & Molnár, L. 2016. Phenotypic and functional characterization of earthworm coelomocyte subsets: Linking light scatter-based cell typing and imaging of the sorted populations. *Developmental & Comparative Immunology*, 65, 41–52.

Engelmann, P., Opper B. & Németh, P. 2011. Interactions of intracellular calcium and immune response in earthworms. *Department of Immunology and Biotechnology*, 8, 78-84.

Environmental Protection Agency (EPA). (1996). *Acid Digestion of Sediments, Sludges, And Soils*.

Environmental Protection Agency (EPA). 2007. *Method 8015C: Nonhalogenated organics by gas chromatography*. Revision 3. Washington, DC.

Environmental Protection Agency (EPA). 2014. *Method 6020B (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry*, Revision 2. Washington, DC.

EPA (Environmental Protection Agency). 1998. *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. US environmental protection agency. Washington D.C., USA.

Eseigbe, F., Doherty, V., Sogbanmu, T., & Otitolaju, A.. 2012. Histopathology alterations and lipid peroxidation as biomarkers of hydrocarbon-induced stress in earthworm, *Eudrilus eugeniae*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(3), 2189–2196.

Espinoza-navarro, O, Ferreira, C y Bustos-Obregón, E. 2013. Effect of Methamidophos on the morphology and male reproductive parameters of the Earthworm *Eisenia fetida*, 31(3), 1097–1103.

Food and Agricultural Organization (FAO). (2008). Guide to laboratory establishment for plant nutrient analysis.

Gómez, C., Esteban, E., & Sánchez, P. 2014. Assessing the ecotoxicological effects of long-term contaminated mine soils on plants and earthworms: relevance of soil and body concentrations. *Ecotoxicology* 23, 1195–1209.

Gruiz, K., Meggyes, T., & Fenyvesi, E. 2015. Herramientas de ingeniería para la gestión de riesgos ambientales: 4. Tecnologías de reducción de riesgos y estudios de casos.

Guarino, C., Spada, V., & Sciarrillo, R. 2017. Assessment of three approaches of bioremediation (Natural Attenuation, Landfarming and Bioaugmentation – Assisted Landfarming) for a petroleum hydrocarbons contaminated soil. *Chemosphere*, 170, 10–16.

Hafeez, S., Mahmood, A., Syed, J. H., Li, J., Ali, U., Malik, R. N., & Zhang, G. 2016. Waste dumping sites as a potential source of POPs and associated health risks in perspective of current waste management practices in Lahore city, Pakistan. *Science of The Total Environment*, 562, 953–961.

Hartnik, T. y Styrišave, B. 2008. Impact of biotransformation and bioavailability on the toxicity of the insecticides α -Cypermethrin and Chlorfenvinphos in earthworm. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56: 11057-11064.

Homa, J., Stürzenbaum, S. R., & Kolaczowska, E. 2016. Metallothionein 2 and Heat Shock Protein 72 Protect *Allolobophora chlorotica* from Cadmium But Not Nickel or Copper Exposure: Body Malformation and Coelomocyte Functioning. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 71(2), 267–277.

Iannacone, J. & Alavriño, L. 2005. Selectividad del insecticida Cartap empleando Bioensayos con Organismos no destinatarios. *Ecología Aplicada*, 4, 1-2.

Iannacone, J.; Alvariño, L.; Paredes, C., Alayo, M.; Mamani, N.; Bonifacio, J.; Mariano, M. & Miglio, M.C. 2011b. Evaluación de riesgo ambiental de carbofurano en bioensayos. *Acta Toxicológica Argentina*, 19: 19-31.

Ihedioha, J. N., Ukoha, P. O. y Ekere, N. R. 2016. Ecological and human health risk assessment of heavy metal contamination in soil of a municipal solid waste dump in Uyo, Nigeria. *Environmental Geochemistry and Health*, 39(3), 497–515.

Karim, M. R., Kuraoka, M., Higuchi, T., Sekine, M., & Imai, T. 2017. Assessment of heavy metal contamination from municipal solid waste dumping sites. *International Journal of Environment and Waste Management*, 19(3), 191.

Kloster, N, Perez, M & Bono, A. 2016. Análisis del carbono total, orgánico e inorgánico en suelos de la región semiárida pampeana Argentina. *Ciencia del Suelo*, 34(2), 365-372.

Kloster, N., Brigante, M., Zanini, G., Avena, M., 2013. Aggregation kinetics of humic acids in the presence of calcium ions. *Colloids Surf. A* ,427, 76–82.

Kumar, S. & Singh, S. 2017. Histopathological changes in two earthworm species after o, o-diethyl s-(ethylthio) methyl phasphoroditl toxicity. *International Journal of Science, Environment (O) and Technology*, 6(5), 2898 – 2906

Li, Y., Wang, X., & Sun, Z. 2020. Ecotoxicological effects of petroleum-contaminated soil on theearthworm *Eisenia fetida*. *Journal of Hazardous Materials*, 393(122384),304-314.

Lionetto, M. G.; Calisi, A. & Schettino, T. 2012. *Earthworm biomarkers as tools for soil pollution assessment*. En:Hernandez-Soriano, M.C. (Ed.). *Soil Health and Land Use Management*, InTech, 305-332.

Lionetto, M.; Calisi, A. & Schettino, T. 2012. Earthworm biomarkers as tools for soil pollution assessment. *Soil Health and Land Use and Management*, 305–332.

Liu, T., Wang, X., Xu, J., You, X., Chen, D., Wang, F., & Li, Y. 2017. Biochemical and genetic toxicity of dinotefuran on *Eisenia fetida*. *Chemosphere*, 176, 156–164.

Maboeta, M., Reinecke, S., & Reinecke, A.2004. The relationship between lysosomal biomarker and organismal responses in an acute toxicity test with *Eisenia fetida* (Oligochaeta) exposed to the fungicide copper oxychloride. *Environmental Research*, 96(1), 95–101.

Malev, O., Contin, M., Licen, S., Barbieri, P., & De Nobili, M. (2015). Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and survival of earthworms (*Eisenia andrei*) exposed to

biochar amended soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), 3491–3502.

Ministerio del Ambiente (MINAM). 2014. *Guía para Muestreo de Suelos*.

Ministerio del Ambiente (MINAM). (2021a). *Sistema Nacional de Información Ambiental: Estadística Ambiental de Residuos*.

Ministerio del Ambiente (MINAM). (2021b). *Listado de rellenos sanitarios y de seguridad, y Mapa de Infraestructuras de Disposición final*.

Moreno, E. K. G., Garcia, L. F., Lobón, G. S., Brito, L. B., Oliveira, G. A. R., Luque, R., & de Souza Gil, E. 2019. Ecotoxicological assessment and electrochemical remediation of doxorubicin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 179, 143–150.

OECD. 1984. *OECD Guideline for testing of chemicals No 207. Earthworm, acute toxicity tests*. OECD. Paris. France

Oliveira, P., Santos, V., Campos, F., Morais, R., de Campos Júnior, O., Oliveira, M., & Pereira, B. 2018. Ecotoxicological risk assessment of contaminated soil from a complex of ceramic industries using earthworm *Eisenia fetida*. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 1–8.

Oregon State University (OSU). (2011). *Soil interpretation Analysis Guide*.

Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). 2018. *Portal Interactivo de Resultados de Inventario Nacional de Áreas Degradadas por Residuos Municipales*.

Palafox, A., Hernández, A., López, J. & Cuevas, M- 2012. Evaluación de la toxicidad de los suelos mediante bioensayos con lombrices. 131 -134.

Pelosi, C., Barot, S., Capowiez, Y., Hedde, M. & Vandenbulcke, F. 2014. Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(1), 199–228.

Qiao, Z., Zhang, F., Yao, X., Yu, H., Sun, S., Li, X., Zhang, J., Jiang, X. 2019. Growth, DNA damage and biochemical toxicity of cyantraniliprole in earthworms (*Eisenia fetida*). *Chemosphere*, 236, 124-128.

Rahman, H., Kumar, D., Liu, T., Okwundu, N., Lum, D., Florell, S. R., Burd, E., Boucher, K., Vanbrocklin, M. & Grossman, D. 2020. Aspirin protects melanocytes and keratinocytes against UVB-induced DNA damage in vivo. *Journal of Investigative Dermatology*. 141(1), 132-141.

Rajiv, P., Rajeshwari, S., & Rajendran, V. 2014. Impact of Parthenium weeds on earthworms (*Eudrilus eugeniae*) during vermicomposting. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(21), 12364–12371.

Ramadass, K., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., y Naidu, R. 2015. Ecological implications of motor oil pollution: Earthworm survival and soil health. *Soil Biology and Biochemistry*, 85, 72–81.

Roubalová, R., Procházková, P., Dvořák, J., Škanta, F. y Bilej, M. 2015. The role of earthworm defense mechanisms in ecotoxicity studies. *Laboratory of Cellular and Molecular Immunology, Institute of Microbiology of the Academy of Sciences of the Czech Republic I12*, 203-213.

Sadzawka, A., Carrasco, M., Grez, R., Mora, M., Flores, H, Reaman, A. 2006. Método de Análisis recomendados para los suelos de Chile. Tesis doctoral. Centro Regional de Investigación de Platina.

Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI). 2019. Datos Hidrometeorológicos a Nivel Nacional.

Sharma, V., Sharma, R., & Satyanarayan, S. 2011. Biokinetic modeling of heavy metals in earthworms. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 93(3), 474–486.

Singh, D., & Suthar, S. 2012. Vermicomposting of herbal pharmaceutical industry waste: Earthworm growth, plant-available nutrient and microbial quality of end materials. *Bioresource Technology*, 112, 179–185.

Singh, S., Sharma, A., Khajuria, K., Singh, J. & Vig, A. 2016. Soil properties changes earthworm diversity indices in diferent agro-ecosystem. *BMC Ecol* 20(27),2-14.

Singh, S., Tiwari, R. K., & Pandey, R. S. 2019. Acute toxicity evaluation of triazophos, deltamethrin and their combination on earthworm, *Eudrilus eugeniae* and its impact on AChE activity. *Chemistry and Ecology*, 1–13.

Soil Survey Staff. 1995. Soil survey laboratory information manual. Ver. 1.0. USDA/NRCS, Soil Survey Investigations Report No. 45.

Stanley, J., & Preetha, G. 2016. Pesticide Toxicity to Earthworms: Exposure, Toxicity and Risk Assessment Methodologies. *Pesticide Toxicity to Non-Target Organisms*, 277–350.

Stockemer, D. 2019. *Quantitative Methods for the Social Sciences. A Practical Introduction with Examples in SPSS and Stata*. Springer Nature, Switzerland. 181.

Su, G.Y., Zhang, X.W., Raine, J.C., Xing, L.Q., Higley, E., Hecker, M., Giesy, J.P., Yu, H.X., 2013. Mechanisms of toxicity of triphenyltin chloride (TPTC) determined by a live cell reporter array. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 803-811.

Tang, R., Ding, C., Dang, F., Ma, Y., Wang, J., Zhang, T., & Wang, X. 2018. NMR-based metabolic toxicity of Hg exposure to earthworms. *Environmental Pollution*, 239, 428–437.

Thomas, G.W., Peaslee, D.E., 1973. Testing soils for phosphorus. In: Walsh, L.M., Beaton, J.D. (Eds.), *Soil Testing and Plant Analysis*, Soil Sci. Soc. Am, 115-132.

Tiwari, R. K., Singh, S., & Pandey, R. S. 2019. Assessment of acute toxicity and biochemical responses to chlorpyrifos, cypermethrin and their combination exposed earthworm, *Eudrilus eugeniae*. *Toxicology Reports*, 6, 288-297.

Varhalmi, E., Somogyi, I., Kiszler, G., Nemeth, J., Reglodi, D., Lubics, A. & Molnar, L. 2008. Expression of PACAP-Like Compounds During the Caudal Regeneration of the Earthworm *Eisenia fetida*. *Journal of Molecular Neuroscience*, 36(1-3), 166–174.

Wang, H., Meng, Z., Liu, F., Zhou, L., Su, M., Meng, Y. Zhang, S., Liao, X., Cao, Z. & Lu, H. 2019. Characterization of boscalid-induced oxidative stress and neurodevelopmental toxicity in zebrafish embryos. *Chemosphere*, 238, 124-135.

Wang, Y., Chen, J., Gu, W., Xu, Y., Gu, J. y Tao, J. 2016. Earthworm activities increase the leaching of salt and water from salt-affected agricultural soil during the wet–dry process under simulated rainfall conditions. *Biol Fertil Soils*, 52,323–330.

- Yang, F., Yang, L., Wataya-Kaneda, M., Yoshimura, T., Tanemura, A., & Katayama, I. 2018. Uncoupling of ER/Mitochondrial Oxidative Stress in Hyperactivation-Associated Skin Hypopigmentation. *Journal of Investigative Dermatology*, 138(3), 669–678.
- Yang, Y., Ji, F., Cui, Y., & Li, M. (2016). Ecotoxicological effects of earthworm following long-term Dechlorane Plus exposure. *Chemosphere*, 144, 2476–2481.
- Ye, X.Q., Xiong, K., Liu, J., 2016. Comparative toxicity and bioaccumulation of fenvalerate and esfenvalerate to earthworm *Eisenia fetida*. *J. Hazard Mater*, 310, 82-88.
- Zeb, A., Li, S., Wu, J., Lian, J., Liu, W., & Sun, Y. 2020. Insights into the mechanisms the remediation potential of earthworms in contaminated soil: A critical review of research progress and prospects. *Science of The Total Environment*, 740,140-145.
- Zhang, C., Zhu, L., Wang, J., Wang, J., Du, Z., Li, B., Zhou, T., Chao, C & Wang, Z. 2018. Evaluating subchronic toxicity of fluoxastrobin using earthworms (*Eisenia fetida*). *Science of The Total Environment*, 642, 567–573.
- Zhou, C.-F., Wang, Y.-J., Li, C.-C., Sun, R.-J., Yu, Y.-C., & Zhou, D.-M. 2013. Subacute toxicity of copper and glyphosate and their interaction to earthworm (*Eisenia fetida*). *Environmental Pollution*, 180, 71–77.

Tabla 1: Ubicación de los puntos de muestreo en el botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú

Puntos de muestreo	Coordenadas UTM-WGS84 Zona 18S		Descripción de ubicación
	Este (m)	Norte (m)	
CA-SU-NF*	316 563	8 616 396	Fuera del área del botadero, a 50m del límite del área
CA-SU01	316 626	8 616 590	Aguas arriba del área del botadero
CA-SU02	316 552	8 616 525	Parte central de aguas arriba del área del botadero
CA-SU03	316 435	8 616 394	Parte central aguas abajo del área del botadero
CA-SU04	316 353	8 616 216	Aguas abajo del área del botadero

*: Punto de muestreo de nivel de fondo

Tabla 2: Calidad de los suelos procedentes del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú

Parámetros	Límite de detección	CA-SU-NF	CA-SU-01	CA-SU-02	CA-SU-03	CA-SU-04	ECA suelos
CE (dS/m)	NA	14,68	20,10	45,60	51,60	40,80	NA
Textura	NA	Arena franca	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco arenoso	NA
pH	NA	7,82	8,14	7,4	6,77	7,81	NA
M,O, (%)	NA	0,37	0,72	1,21	6,00	0,51	NA
P (ppm)	NA	43,08	43,63	27,47	41,6	21,47	NA
K (ppm)	NA	626	1054	1058	1070	768	NA
CaCO ₃ (%)	NA	1,00	0,77	0,59	0,94	2,09	NA
CIC total (meq/100 g)	NA	7,59	12,85	10,12	12,03	10,37	NA
Inorgánicos							
As (mg/kg PS)	0,01	5,73	8,37	7,63	4,72	6,90	50
Ba (mg/kg PS)	0,023	33,71	40,3	74,75	206,4	36,06	500
Cd (mg/kg PS)	0,0008	0,34	0,61	3,71	0,61	0,39	10
Cr VI (mg/kg PS)		< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	0,4
Cr (mg/kg PS)	0,008	9,26	12,8	33,2	17,7	11,6	400
Hg (mg/kg PS)	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	6,6
Pb (mg/kg PS)	0,002	7,43	11,7	93,7	74,3	9,68	140
Orgánicos - Hidrocarburos de Petróleo							
HTP C6-C10 (mg/kg PS)	NA	< 0,3	< 0,3	< 0,3	2	< 0,3	200
HTP >C10-C28 (mg/kg PS)	NA	< 5	6	148	83 505	7	1200
HTP>C28-C40 (mg/kg PS)	NA	< 5	< 5	233	115 476	8	3000

CE: Conductividad eléctrica (Salino: >4, Sódico: <4), **Materia orgánica (M.O.):** (Muy bajo: <0.7%, Bajo: 0.7-1.2%, normal: 1.2-1.7%, alto: 1.7-2.2% y muy alto:>2.25), **pH:** extremadamente ácido (<4.6), fuertemente ácido (4.6-5.5), moderadamente ácido (5.6 --6.5), levemente ácido (6.6 – 6.9), neutral (7), moderadamente alcalino (7.1-8.5), fuertemente alcalino (>8.5) (FAO, 2008)

Calcáreo total CaCO₃: (Muy bajo: <5%, bajo: 5-10%, normal: 10- 20%, alto: 20-40% y muy alto: >40%), **Fósforo P (ppm):** (Bajo: <10%, medio: 10-25%, alto: 25-50%, excesivo: >50%), **Potasio K (ppm):** (Bajo: <150%, medio: 150-250%, alto: 250-800%, excesivo: >800%), **CIC: Capacidad intercambiable de cationes** (Bajo:<50 meq/100g, normal: 51-73 y alto: >74) (OSU, 2011)

As: Arsénico, **Ba:** Bario, **Cd:** Cadmio, **Cr:** Cromo, **Hg:** Mercurio, **Pb:** Plomo, **HTP:** Hidrocarburos totales

*Estándares de Calidad Ambiental de Suelos Residencial (aprobado mediante el D.S. N° 011-2017-MINAM)

Tabla 3: Efectos letales en base a la mortalidad de los suelos contaminados del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú por residuos municipales en la *E. fetida*

Tratamientos	Mortalidad (%)									
	CA-SU-NF		CA-SU-01		CA-SU-02		CA-SU-03		CA-SU-04	
	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d
CL50	21,63	5,87	5,51	2,16	2,91	1,69	1,96	1,28	6,94	3,78
CL50 inferior	9,63	3,28	3,14	1,39	1,98	1,11	1,35	0,86	3,83	2,22
CL50 superior	48,58	10,50	9,69	3,37	4,27	2,57	2,83	1,90	12,56	6,45
NOEC	1,56	0,78	0,78	0,39	0,78	0,39	0,78	0,00	0,78	0,78
LOEC	3,13	1,56	1,56	0,00	1,56	0,78	1,56	0,39	1,56	1,56
H	22,78	24,58	25,40	26,22	26,01	26,26	25,64	26,10	24,98	25,97
Sig. (Kruskall Wallis)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

n: Número de réplicas (n=4)

CL₅₀: Concentración letal media al que el 50% de los individuos expuestos mueren, NOEC: Concentración de efectos no observables. LOEC: Concentración más baja de efectos observables.

CL₅₀ inferior y CL₅₀ superior: Intervalos de confianza

Pruebas de Normalidad y Homogeneidad mediante Shapiro-Wilk (S-W) y Levene, respectivamente.

Prueba de Kruskal- Wallis (H) cuando Significancia (Sig.) < 0.05

Tabla 4: Efectos subletales de los suelos contaminados por residuos municipales del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú sobre la fragmentación, adelgazamiento y oscurecimiento de la *Eisenia fetida*

Tratamientos	Fragmentación (%)										Adelgazamiento (%)										Oscurecimiento (%)									
	CA-SU-NF		CA-SU-01		CA-SU-02		CA-SU-03		CA-SU-04		CA-SU-NF		CA-SU-01		CA-SU-02		CA-SU-03		CA-SU-04		CA-SU-NF		CA-SU-01		CA-SU-02		CA-SU-03		CA-SU-04	
	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d
CE50	24,29	8,04	5,46	2,86	3,43	2,40	2,23	2,02	6,90	4,22	42,34	4,48	6,99	1,75	2,03	1,07	1,54	1,04	6,70	3,81	21,49	6,62	6,11	3,53	3,21	2,58	2,47	1,93	8,22	3,79
CE50 inferior	12,89	5,22	3,86	2,09	2,46	1,75	1,51	1,46	4,54	2,87	12,77	2,10	3,19	0,97	1,03	0,55	0,84	0,59	3,37	2,02	10,28	3,74	3,93	2,44	2,23	1,77	1,67	1,28	5,32	2,45
CE50 superior	45,78	12,40	7,73	3,91	4,80	3,30	3,29	2,79	10,49	6,21	140,44	9,55	15,32	3,14	4,00	2,07	2,79	1,83	13,33	7,18	44,94	11,71	9,51	5,11	4,64	3,74	3,66	2,92	12,69	5,86
NOEC	3,13	1,56	1,56	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,39	0,39	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00	3,13	3,13	0,78	0,78	0,78	0,78	0,39	0,39	0,78	0,78
LOEC	6,25	3,13	3,13	1,56	1,56	1,56	1,56	1,56	1,56	1,56	0,78	0,78	0,78	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	0,78	0,39	6,25	6,25	1,56	1,56	1,56	1,56	0,78	0,78	1,56	1,56
H	24,52	26,78	25,81	26,85	16,80	26,71	26,81	26,62	25,72	26,82	23,21	25,61	24,39	26,21	25,79	26,26	26,52	25,84	24,96	26,30	26,54	26,37	26,02	25,97	26,30	25,90	26,46	26,55	26,33	25,94
Sig. (Kruskal Wallis)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

n: Número de réplicas (n=4)

CE₅₀: Concentración efectiva media al que el 50% de los individuos expuestos mueren, NOEC: Concentración de efectos no observables. LOEC: Concentración más baja de efectos observables.

CE₅₀ inferior y CE₅₀ superior: Intervalos de confianza

Pruebas de Normalidad y Homogeneidad mediante Shapiro-Wilk (S-W) y Levene, respectivamente.

Prueba de Kruskal- Wallis (H) cuando la significancia (Sig.) < 0.05

Tabla 5: Efecto de los suelos contaminados por residuos municipales del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú sobre la longitud media de la *E. fetida*

Tratamientos	CA-SU-NF			CA-SU-01			CA-SU-02			CA-SU-03			CA-SU-04		
	0 d	7 d	14 d	0 d	7 d	14 d	0 d	7 d	14 d	0 d	7 d	14 d	0 d	7 d	14 d
NOEC	NA	NA	3,13	NA	0,39	NA	NA	1,56	0,78	NA	NA	0,78	NA	0,39	NA
LOEC	NA	NA	6,25	NA	0,78	NA	NA	3,13	1,56	NA	NA	1,56	NA	0,78	NA
Sig. (Tukey)	0,03	0,11	ND	0,81	0,04	0,31	0,10	<0,01	0,02	0,12	0,69	<0,01	1,00	<0,01	0,09
H	ND	ND	20,85	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Sig. (Kruskall Wallis)	ND	ND	0,00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

n: Número de réplicas (n=4)

NOEC: Concentración de efectos no observables. LOEC: Concentración más baja de efectos observables.

Pruebas de Normalidad y Homogeneidad mediante Shapiro-Wilk (S-W) y Levene, respectivamente.

Cuando la significancia (Sig.) > 0.05 se aplica Prueba de Tuckey (F) y cuando la significancia (Sig.) < 0.05 se aplica

Prueba de Kruskal- Wallis (H)

ND: No determinado

NA: No aplica debido a que no existe diferencias significativas

Tabla 6: Efecto de los suelos contaminados por residuos municipales del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú sobre el peso medio húmedo y seco de la *Eisenia fetida*.

Tratamientos	CA-SU-NF				CA-SU-01				CA-SU-02				CA-SU-03				CA-SU-04			
	Peso húmedo			Peso seco	Peso húmedo			Peso seco	Peso húmedo			Peso seco	Peso húmedo			Peso seco	Peso húmedo			Peso seco
	0 d	7 d	14 d		0 d	7 d	14 d		0 d	7 d	14 d		0 d	7 d	14 d		0 d	7 d	14 d	
NOEC	NA	3,13	0,78	0,39	NA	NA	0,39	0,00	NA	0,78	0,78	0,00	NA	0,78	0,00	0,00	NA	0,78	0,00	0,00
LOEC	NA	6,25	1,56	0,78	NA	0,39	0,78	0,39	NA	1,56	1,56	0,39	NA	1,56	0,39	0,39	NA	1,56	0,39	0,39
F	0,29	ND	99,13	99,93	0,20	ND	ND	ND	2,09	ND	ND	ND	1,99	ND	ND	ND	1,88	ND	ND	ND
Sig. (Tukey)	0,59	ND	<0,01	<0,01	0,97	ND	ND	ND	0,10	ND	ND	ND	0,11	ND	ND	ND	0,13	ND	ND	ND
H	ND	20,91	ND	ND	ND	22,53	24,09	25,61	ND	24,87	25,10	26,21	ND	24,90	26,02	26,27	ND	24,90	25,05	26,00
Sig. (Kruskall Wallis)	ND	<0,01	ND	ND	ND	<0,01	<0,01	<0,01	ND	0,00	0,00	0,00	ND	0,00	0,00	0,00	ND	<0,01	<0,01	<0,01

n: Número de réplicas (n=4)

NOEC: Concentración de efectos no observables. LOEC: Concentración más baja de efectos observables.

Pruebas de Normalidad y Homogeneidad mediante Shapiro-Wilk (S-W) y Levene, respectivamente.

Cuando la significancia (Sig.) > 0.05 se aplica Prueba de Tuckey (F) y cuando la significancia (Sig.) < 0.05 se aplica Prueba de Kruskal- Wallis (H)

ND: No determinado

NA: No aplica debido a que no existe diferencias significativas

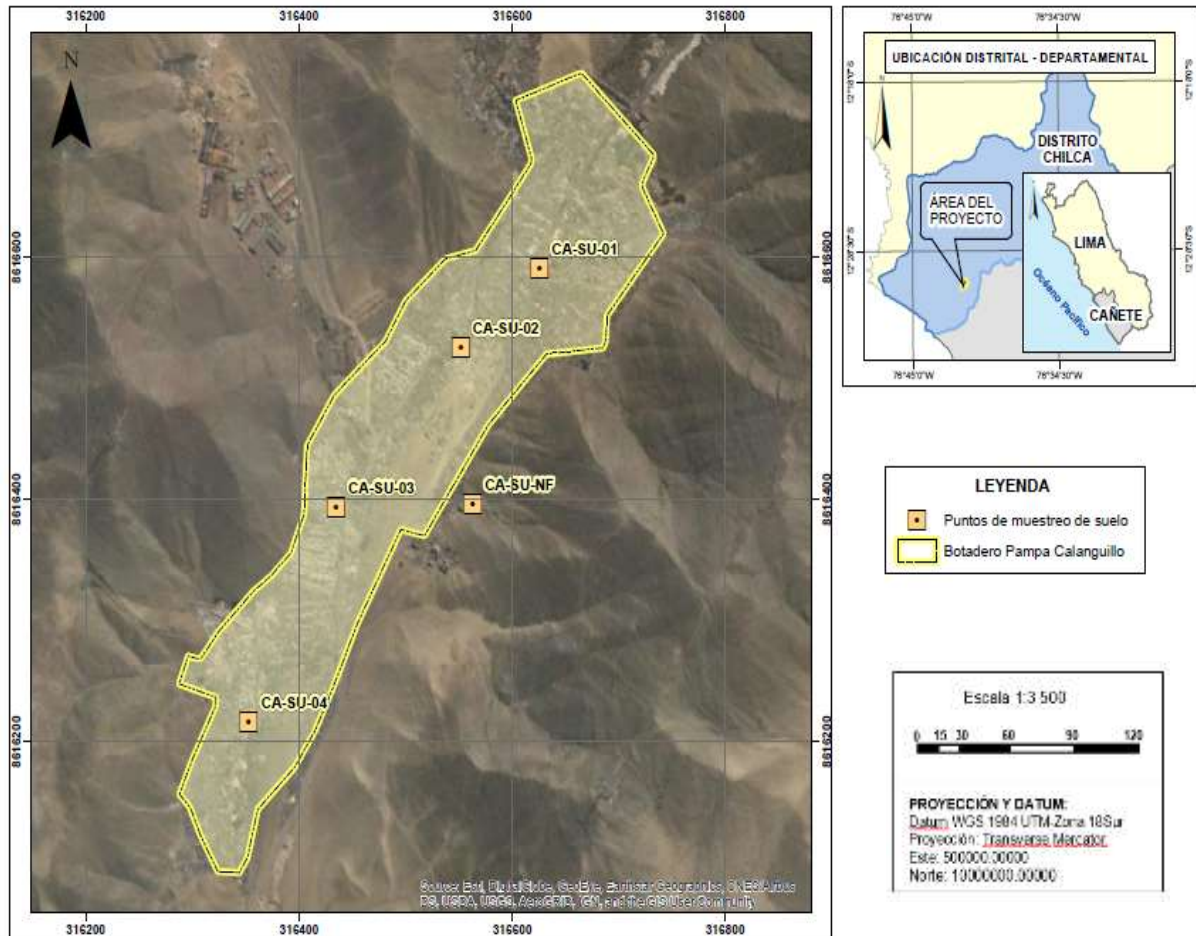


Figura 1. Mapa de localización y distribución de los puntos de muestreo del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú.

ANEXOS:

Anexo 1. Efectos letales en base a la mortalidad de los suelos contaminados del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú por residuos municipales en la *E. fetida*

Tratamientos	CA-SU-NF		CA-SU-01		CA-SU-02		CA-SU-03		CA-SU-04	
	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d
Control	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a
0,39%	3ab	8ab	8ab	13b	3a	13ab	5a	15b	5ab	8a
0,78%	5ab	10ab	8ab	15b	8a	20b	10a	23b	8ab	13a
1,56%	8ab	18b	15b	30c	23b	43c	40b	58c	15bc	28b
3,13%	13b	23b	33c	58d	45c	65d	73c	83d	23c	40b
6,25%	25c	48c	63d	88e	85d	93e	90d	95de	58d	68c
12,50%	45d	80d	100e	100f	100e	100f	100d	100e	100e	100d
CL50	21,63	5,87	5,51	2,16	2,91	1,69	1,96	1,28	6,94	3,78
CL50 inferior	9,63	3,28	3,14	1,39	1,98	1,11	1,35	0,86	3,83	2,22
CL50 superior	48,58	10,50	9,69	3,37	4,27	2,57	2,83	1,90	12,56	6,45
NOEC	1,56	0,78	0,78	0,39	0,78	0,39	0,78	0,00	0,78	0,78
LOEC	3,13	1,56	1,56	0,00	1,56	0,78	1,56	0,39	1,56	1,56
Sig. (Shapiro-Wilk)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	<0,01	0,02	<0,01	<0,01
Sig. (Levene)	<0,01	0,27	<0,01	0,05	<0,01	0,02	0,24	<0,01	<0,01	0,03
H	22,78	24,58	25,40	26,22	26,01	26,26	25,64	26,10	24,98	25,97
Sig. (Kruskall Wallis)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

n: Número de réplicas (n=4)

CL₅₀: Concentración letal media al que el 50% de los individuos expuestos mueren, NOEC: Concentración de efectos no observables. LOEC: Concentración más baja de efectos observables.

CL₅₀ inferior y CL₅₀ superior: Intervalos de confianza

Pruebas de Normalidad y Homogeneidad mediante Shapiro-Wilk (S-W) y Levene, respectivamente.

Prueba de Kruskal- Wallis (H) cuando Significancia (Sig.) < 0.05

Valores con letras minúsculas diferentes (a, b, c, d, e, f) son significativamente diferentes en la variación de los parámetros evaluados en los tratamientos.

Anexo 2. Efectos subletales en base a la fragmentación de la *E. fetida* sometida a los suelos contaminados del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú por residuos municipales

Tratamientos	CA-SU-NF		CA-SU-01		CA-SU-02		CA-SU-03		CA-SU-04	
	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d
Control	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a
0,39%	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a
0,78%	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a
1,56%	0a	0a	5a	18b	15b	28b	35b	38b	8ab	15b
3,13%	3a	15b	23b	58c	35c	63c	65c	70c	15b	35c
6,25%	13b	45c	58c	88d	83d	93d	85d	95d	50c	68d
12,50%	25c	65d	100d	100e	100e	100e	100e	100e	100d	100e
CE50	24,29	8,04	5,46	2,86	3,43	2,40	2,23	2,02	6,90	4,22
CE50 inferior	12,89	5,22	3,86	2,09	2,46	1,75	1,51	1,46	4,54	2,87
CE50 superior	45,78	12,40	7,73	3,91	4,80	3,30	3,29	2,79	10,49	6,21
NOEC	3,13	1,56	1,56	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78
LOEC	6,25	3,13	3,13	1,56	1,56	1,56	1,56	1,56	1,56	1,56
Sig. (Shapiro-Wilk)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Sig. (Levene)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
H	24,52	26,78	25,81	26,85	16,80	26,71	26,81	26,62	25,72	26,82
Sig. (Kruskall Wallis)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

n: Número de réplicas (n=4)

CL₅₀: Concentración letal media al que el 50% de los individuos expuestos mueren, NOEC: Concentración de efectos no observables. LOEC: Concentración más baja de efectos observables.

CL₅₀ inferior y CL₅₀ superior: Intervalos de confianza

Pruebas de Normalidad y Homogeneidad mediante Shapiro-Wilk (S-W) y Levene, respectivamente.

Prueba de Kruskal- Wallis (H) cuando Significancia (Sig.) < 0.05

Valores con letras minúsculas diferentes (a, b, c, d, e, f) son significativamente diferentes en la variación de los parámetros evaluados en los tratamientos.

Anexo 3. Efectos subletales en base al adelgazamiento de la *E. fetida* sometida a los suelos contaminados del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú por residuos municipales

Tratamientos	CA-SU-NF		CA-SU-01		CA-SU-02		CA-SU-03		CA-SU-04	
	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d
Control	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a
0,39%	5ab	13ab	13ab	23b	23b	33b	23b	33b	5a	10b
0,78%	15bc	23bc	18b	35c	35c	45c	38c	45bc	20b	23c
1,56%	18c	35cd	20b	38c	43c	55cd	45c	48c	25b	33d
3,13%	23c	43de	25b	55d	45c	63d	63d	70d	25b	38d
6,25%	25cd	55ef	60c	85e	80d	88e	83e	93e	53c	65e
12,50%	35d	68f	100d	100f	100e	100f	100f	100f	100d	100f
CE50	42,34	4,48	6,99	1,75	2,03	1,07	1,54	1,04	6,70	3,81
CE50 inferior	12,77	2,10	3,19	0,97	1,03	0,55	0,84	0,59	3,37	2,02
CE50 superior	140,44	9,55	15,32	3,14	4,00	2,07	2,79	1,83	13,33	7,18
NOEC (%)	0,39	0,39	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00
LOEC (%)	0,78	0,78	0,78	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	0,78	0,39
Sig. (Shapiro-Wilk)	0,02	0,19	0,01	0,21	0,05	0,06	0,12	<0,01	0,02	0,06
Sig. (Levene)	<0,01	0,01	0,14	<0,01	0,02	<0,01	0,00	0,02	0,01	<0,01
H	23,21	25,61	24,39	26,21	25,79	26,26	26,52	25,84	24,96	26,30
Sig. (Kruskall Wallis)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

n: Número de réplicas (n=4)

CL₅₀: Concentración letal media al que el 50% de los individuos expuestos mueren, NOEC: Concentración de efectos no observables. LOEC: Concentración más baja de efectos observables.

CL₅₀ inferior y CL₅₀ superior: Intervalos de confianza

Pruebas de Normalidad y Homogeneidad mediante Shapiro-Wilk (S-W) y Levene, respectivamente.

Prueba de Kruskal- Wallis (H) cuando Significancia (Sig.) < 0.05

Valores con letras minúsculas diferentes (a, b, c, d, e, f) son significativamente diferentes en la variación de los parámetros evaluados en los tratamientos.

Anexo 4. Efectos subletales en base a oscurecimiento de la *E. fetida* sometida a suelos contaminados del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú por residuos municipales

Tratamientos	CA-SU-NF		CA-SU-01		CA-SU-02		CA-SU-03		CA-SU-04	
	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d	7 d	14 d
Control	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a
0,39%	0a	0a	0a	0a	0a	3a	3a	5a	0a	0a
0,78%	0a	0a	3a	5ab	5a	8a	15b	25b	3a	5a
1,56%	0a	0a	13b	15b	23b	25b	33c	43c	28b	35b
3,13%	13b	35b	23c	45c	48c	65c	58d	68d	30b	38b
6,25%	23b	40b	53d	75d	78d	83d	80e	85e	53c	65c
12,50%	38c	70c	100e	100e	100e	100e	100f	100f	100d	100d
CE50	21,49	6,62	6,11	3,53	3,21	2,58	2,47	1,93	8,22	3,79
CE50 inferior	10,28	3,74	3,93	2,44	2,23	1,77	1,67	1,28	5,32	2,45
CE50 superior	44,94	11,71	9,51	5,11	4,64	3,74	3,66	2,92	12,69	5,86
NOEC (%)	3,13	3,13	0,78	0,78	0,78	0,78	0,39	0,39	0,78	0,78
LOEC (%)	6,25	6,25	1,56	1,56	1,56	1,56	0,78	0,78	1,56	1,56
Sig. (Shapiro-Wilk)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01
Sig. (Levene)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	<0,01	<0,01	<0,01
H	26,54	26,37	26,02	25,97	26,30	25,90	26,46	26,55	26,33	25,94
Sig. (Kruskall Wallis)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

n: Número de réplicas (n=4)

CL₅₀: Concentración letal media al que el 50% de los individuos expuestos mueren, NOEC: Concentración de efectos no observables. LOEC: Concentración más baja de efectos observables.

CL₅₀ inferior y CL₅₀ superior: Intervalos de confianza

Pruebas de Normalidad y Homogeneidad mediante Shapiro-Wilk (S-W) y Levene, respectivamente.

Prueba de Kruskal- Wallis (H) cuando Significancia (Sig.) < 0.05

Valores con letras minúsculas diferentes (a, b, c, d, e, f) son significativamente diferentes en la variación de los parámetros evaluados en los tratamientos.

Anexo 5. Efectos subletales en base a peso medio de la *E. fetida* sometida a suelos contaminados del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú por residuos municipales

Tratamientos	CA-SU-NF				CA-SU-01				CA-SU-02				CA-SU-03				CA-SU-04			
	Peso medio (g)			Peso seco (g)	Peso medio (g)			Peso seco (g)	Peso medio (g)			Peso seco (g)	Peso medio (g)			Peso seco (g)	Peso medio (g)			Peso seco (g)
	0 d	7 d	14 d		0 d	7 d	14 d		0 d	7 d	14 d		0 d	7 d	14 d		0 d	7 d	14 d	
Control	4,010 (± 0,101)a	3,432 ± (0,198)a	2,697 ± (0,176)a	0,903 ± (0,040)a	4,146 (± 0,199)a	3,631 ± (0,267)a	2,667 ± (0,263)a	0,898 ± (0,015)a	4,133 (± 0,225)a	3,436 (± 0,287)a	2,268 (± 0,205)a	0,812 (± 0,022)a	4,010 (± 0,159)a	3,312 (± 0,137)a	2,697 (± 0,180)a	0,763 (± 0,020)a	4,015 (± 0,213)a	3,327 (± 0,224)a	2,827 (± 0,147)a	0,770 (± 0,031)a
0,39%	3,854 (± 0,318)a	3,522 ± (0,245)a	2,639 ± (0,127)a	0,904 ± (0,066)a	4,106 (± 0,279)a	3,505 ± (0,272)b	2,422 ± (0,193)ab	0,700 ± (0,058)b	4,003 (± 0,175)a	3,448 (± 0,157)a	2,413 (± 0,107)a	0,701 (± 0,053)b	3,567 (± 0,340)a	3,225 (± 0,290)a	2,095 (± 0,140)b	0,612 (± 0,023)b	4,053 (± 0,171)a	3,430 (± 0,174)a	2,396 (± 0,208)b	0,597 (± 0,077)b
0,78%	3,970 (± 0,174)a	3,486 ± (0,166)a	2,535 ± (0,091)a	0,652 ± (0,030)b	4,089 (± 0,454)a	3,421 ± (0,398)c	2,199 ± (0,172)bc	0,556 ± (0,052)c	3,778 (± 0,243)a	3,307 (± 0,210)a	2,119 (± 0,151)a	0,495 (± 0,018)c	4,033 (± 0,247)a	3,467 (± 0,263)a	1,974 (± 0,144)b	0,576 (± 0,014)b	3,952 (± 0,253)a	3,184 (± 0,104)a	2,212 (± 0,092)bc	0,557 (± 0,038)bc
1,56%	3,899 (± 0,132)a	3,281 ± (0,094)a	2,100 ± (0,031)b	0,692 ± (0,035)b	4,253 (± 0,166)a	3,347 ± (0,149)d	2,145 ± (0,056)bc	0,547 ± (0,032)cd	3,615 (± 0,220)a	2,693 (± 0,226)b	1,544 (± 0,134)b	0,465 (± 0,025)c	3,928 (± 0,250)a	2,333 (± 0,182)b	1,391 (± 0,134)c	0,477 (± 0,012)c	3,716 (± 0,228)a	2,772 (± 0,076)b	2,139 (± 0,125)bc	0,487 (± 0,012)cd
3,13%	3,980 (± 0,280)a	3,080 ± (0,258)ab	1,805 ± (0,125)c	0,635 ± (0,066)b	4,227 (± 0,192)a	2,577 ± (0,219)d	1,875 ± (0,070)c	0,445 ± (0,053)d	3,932 (± 0,374)a	2,196 (± 0,139)c	1,484 (± 0,063)b	0,373 (± 0,016)d	3,890 (± 0,152)a	1,422 (± 0,158)c	0,399 (± 0,094)d	0,148 (± 0,032)d	3,901 (± 0,126)a	2,847 (± 0,069)b	1,957 (± 0,044)c	0,451 (± 0,028)d
6,25%	3,932 (± 0,215)a	2,734 ± (0,241)b	1,768 ± (0,086)c	0,472 ± (0,033)c	4,087 (± 0,373)a	1,588 ± (0,249)d	0,611 ± (0,159)d	0,246 ± (0,054)e	3,882 (± 0,215)a	0,756 (± 0,207)d	0,193 (± 0,133)c	0,133 (± 0,081)e	4,033 (± 0,242)a	0,204 (± 0,008)d	0,194 (± 0,008)e	0,111 (± 0,001)e	4,092 (± 0,148)a	2,131 (± 0,152)c	1,283 (± 0,058)d	0,355 (± 0,009)e
12,50%	3,737 (± 0,154)a	2,121 ± (0,153)c	1,058 ± (0,142)d	0,265 ± (0,031)d	4,139 (± 0,276)a	-	-	-	4,052 (± 0,191)a	-	-	-	4,204 (± 0,229)a	-	-	-	3,927 (± 0,052)a	-	-	-
NOEC	NA	3,13	0,78	0,39	NA	NA	0,39	0,00	NA	0,78	0,78	0,00	NA	0,78	0,00	0,00	NA	0,78	0,00	0,00
LOEC	NA	6,25	1,56	0,78	NA	0,39	0,78	0,39	NA	1,56	1,56	0,39	NA	1,56	0,39	0,39	NA	1,56	0,39	0,39
Sig. (Shapiro-Wilk)	0,37	<0,01	0,06	0,11	0,73	0,05	<0,01	0,37	0,96	0,02	0,02	0,15	0,15	0,02	0,10	0,01	0,39	0,23	0,14	0,13
Sig. (Levene)	0,23	0,87	0,08	0,55	0,31	0,08	0,13	0,03	0,58	0,02	0,12	0,02	0,65	0,00	0,08	0,00	0,07	0,02	<0,01	<0,01
F	0,29	ND	99,13	99,93	0,20	ND	ND	ND	2,09	ND	ND	ND	1,99	ND	ND	ND	1,88	ND	ND	ND
Sig. (Tukey)	0,59	ND	<0,01	<0,01	0,97	ND	ND	ND	0,10	ND	ND	ND	0,11	ND	ND	ND	0,13	ND	ND	ND
H	ND	20,91	ND	ND	ND	22,53	24,09	25,61	ND	24,87	25,10	26,21	ND	24,90	26,02	26,27	ND	24,903	25,05	26,00
Sig. (Kruskall Wallis)	ND	<0,01	ND	ND	ND	<0,01	<0,01	<0,01	ND	0,00	0,00	0,00	ND	0,00	0,00	0,00	ND	<0,01	<0,01	<0,01

n: Número de réplicas (n=4)
 CL₅₀: Concentración letal media al que el 50% de los individuos expuestos mueren, NOEC: Concentración de efectos no observables. LOEC: Concentración más baja de efectos observables.
 CL₅₀ inferior y CL₅₀ superior: Intervalos de confianza
 Pruebas de Normalidad y Homogeneidad mediante Shapiro-Wilk (S-W) y Levene, respectivamente.
 Cuando Significancia (Sig.) > 0.05 se aplica Prueba de Tuckey (F) y cuando Significancia (Sig.) < 0.05 se aplica Prueba de Kruskal- Wallis (H)
 Valores con letras minúsculas diferentes (a, b, c, d, e, f) son significativamente diferentes en la variación de los parámetros evaluados en los tratamientos.

Anexo 6. Efectos subletales en base a longitud media de la *E. fetida* sometida a suelos contaminados del botadero Pampa Calanguillo, Lima, Perú por residuos municipales

Tratamientos	CA-SU-NF			CA-SU-01			CA-SU-02			CA-SU-03			CA-SU-04		
	0 d	7 d	14 d	0 d	7 d	14 d	Longitud media (cm)			0 d	7 d	14 d	0 d	7 d	14 d
Control	8,125 ± (0,126)a	7,500 ± (0,163)a	6,725 ± (0,126)a	8,200 ± (0,183)a	6,500 ± (0,258)a	5,813 (± (0,123)a	8,525 (± (0,150)a	6,700 (± (0,082)a	6,175 (± (0,171)a	8,450 (± (0,129)a	6,650 (± (0,129)a	6,100 (± (0,082)a	8,300 (± (0,082)a	6,843 (± (0,097)a	5,650 (± (0,058)a
0,39%	8,150 ± (0,253)a	7,204 ± (0,357)a	6,671 ± (0,251)a	8,203 ± (0,207)a	6,483 ± (0,139)ab	5,800 (± (0,087)a	8,463 (± (0,083)a	6,635 (± (0,054)a	5,924 (± (0,134)ab	8,240 (± (0,083)a	6,705 (± (0,148)a	6,053 (± (0,172)a	8,295 (± (0,085)a	6,845 (± (0,070)a	5,655 (± (0,201)a
0,78%	8,303 ± (0,171)a	7,348 ± (0,189)a	6,792 ± (0,072)a	8,380 ± (0,340)a	6,390 ± (0,086)ab	5,785 (± (0,133)a	8,500 (± (0,041)a	6,656 (± (0,097)a	5,816 (± (0,141)ab	8,093 (± (0,089)a	6,710 (± (0,093)a	6,273 (± (0,165)a	8,308 (± (0,046)a	6,635 (± (0,062)b	5,623 (± (0,075)a
1,56%	8,218 ± (0,207)a	7,343 ± (0,345)a	6,611 ± (0,098)a	8,395 ± (0,207)a	6,415 ± (0,222)ab	5,642 (± (0,150)a	8,513 (± (0,101)a	6,842 (± (0,094)ab	5,718 (± (0,240)b	8,328 (± (0,259)a	6,738 (± (0,138)a	5,721 (± (0,051)b	8,310 (± (0,086)a	6,388 (± (0,108)c	5,520 (± (0,180)a
3,13%	8,450 ± (0,127)a	7,729 ± (0,098)a	6,454 ± (0,148)ab	8,363 ± (0,194)a	6,275 ± (0,222)ab	5,717 (± (0,173)a	8,528 (± (0,272)a	6,503 (± (0,210)b	5,608 (± (0,274)b	8,148 (± (0,183)a	6,579 (± (0,161)a	5,638 (± (0,193)b	8,308 (± (0,022)a	6,413 (± (0,114)c	5,380 (± (0,125)a
6,25%	8,518 ± (0,154)a	7,561 ± (0,324)a	6,206 ± (0,137)bc	8,285 ± (0,435)a	6,200 ± (0,055)b	5,600 (± (0,141)a	8,503 (± (0,062)a	6,650 (± (0,129)b	5,750 (± (0,000)c	8,145 (± (0,123)a	6,650 (± (0,212)a	-	8,305 (± (0,067)a	6,418 (± (0,040)c	5,390 (± (0,264)a
12,50%	8,328 ± (0,175)a	7,351 ± (0,159)a	5,983 ± (0,126)c	8,335 ± (0,051)a	-	-	8,535 (± (0,236)a	-	-	8,230 (± (0,251)a	-	-	8,295 (± (0,077)a	-	-
NOEC	NA	NA	3,13	NA	0,39	NA	NA	1,56	0,78	NA	NA	0,78	NA	0,39	NA
LOEC	NA	NA	6,25	NA	0,78	NA	NA	3,13	1,56	NA	NA	1,56	NA	0,78	NA
Sig. (Shapiro- Wilk)	0,46	0,22	0,03	0,27	0,45	0,28	0,77	0,21	0,94	0,19	0,29	0,72	0,07	0,13	0,47
Sig. (Levene)	0,58	0,40	0,31	0,13	0,07	0,38	<0,01	0,67	0,26	0,45	0,92	0,25	0,74	0,14	0,11
F	2,95	2,00	ND	0,49	2,91	1,30	0,10	7,79	3,76	1,92	0,62	13,73	0,03	25,03	2,31
Sig. (Tukey)	0,03	0,11	ND	0,81	0,04	0,31	0,10	<0,01	0,02	0,12	0,69	<0,01	1,00	<0,01	0,09
H	ND	ND	20,85	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Sig. (Kruskall Wallis)	ND	ND	0,00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

n: Número de réplicas (n=4)

CL₅₀: Concentración letal media al que el 50% de los individuos expuestos mueren, NOEC: Concentración de efectos no observables. LOEC: Concentración más baja de efectos observables.

CL₅₀ inferior y CL₅₀ superior: Intervalos de confianza

Pruebas de Normalidad y Homogeneidad mediante Shapiro-Wilk (S-W) y Levene, respectivamente.

Cuando Significancia (Sig.) > 0.05 se aplica Prueba de Tuckey (F) y cuando Significancia (Sig.) < 0.05 se aplica Prueba de Kruskal- Wallis (H)

Valores con letras minúsculas diferentes (a, b, c, d, e, f) son significativamente diferentes en la variación de los parámetros evaluados en los tratamientos.

- Evidencia del envío a revista científica

Dra. Helena Rimski-Korsakov <revista.cienciadelsuelo@gmail.com>

13:19 (hace
4 minutos)

Jose Iannacone:

Gracias por enviarnos su manuscrito "EVALUACIÓN ECOTÓXICA DE SUELOS CONTAMINADOS CON RESIDUOS MUNICIPALES DE UN BOTADERO EN Eisenia fetida" a Ciencia del Suelo. Gracias al sistema de gestión de revistas online que usamos podrá seguir su progreso a través del proceso editorial identificándose en el sitio web de la revista:

URL del manuscrito: <http://ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/authorDashboard/submission/658>

Nombre de usuario/a: joseiannacone

Si tiene cualquier pregunta no dude en contactar con nosotros/as. Gracias por tener en cuenta esta revista para difundir su trabajo.

Dra. Helena Rimski-Korsakov

Dra. Helena Rimski-Korsakov
Editora Responsable Científica de Ciencia del Suelo
revista.cienciadelsuelo@gmail.com