

Ecotoxicological Effect of Sludge from a Poultry Processing Center on the Earthworm (*Eisenia fetida*) and Corn (*Zea mays*) using Bioassays

Treisy Tafur¹; Luis Gomero¹; Lorena Alvarino²; José Iannacone^{1,2}

^{1,2}Universidad Científica del Sur, Perú, 100004145@cientifica.edu.pe, lgomero@cientifica.edu.pe

²Universidad Nacional Federico Villarreal, Perú, lorenaalvarino@gmail.com, joseiannacone@gmail.com

Abstract– The objective of this research was to evaluate the ecotoxicological effect of dissolved air flotation (DAF) sludge from a poultry processing plant on earthworms (*Eisenia fetida*) and corn seeds (*Zea mays*) using bioassays. The physicochemical characterization of the DAF sludge and the soil used in the bioassays was performed. The LD₅₀ (median lethal dose) for earthworms was 5.21%. Earthworm weight decreased after 14 days of exposure. Cocoon formation was observed at low sludge doses, and a correlation was found between earthworm mortality (%) and pH and electrical conductivity. The ID₅₀ (median inhibitory dose) for corn seed germination was 11.1%. The percentage of necrosis showed effects starting at 15.63% sludge after 21 days of exposure. A decrease in height, wet weight, dry weight, and number of leaves of *Z. mays* increased with the sludge dose, and finally, an association was found between corn seed germination and pH, and no relationship with electrical conductivity. It is concluded that there are various ecotoxicological effects of DAF sludge from a poultry processing plant on earthworms after 14 days of exposure and on corn seeds after 21 days of exposure, as demonstrated by bioassays.

Keywords– Corn, ecotoxicology, sludge, poultry processing center, worm.

Efecto Ecotoxicológico del Lodo de un Centro de Beneficio Avícola sobre la Lombriz (*Eisenia fetida*) y el Maíz (*Zea mays*) mediante Bioensayos

Treisy Tafur¹; Luis Gomero¹; Lorena Alvarino²; José Iannacone^{1,2}

^{1,2}Universidad Científica del Sur, Perú, 100004145@cientifica.edu.pe, lgomero@cientifica.edu.pe

²Universidad Nacional Federico Villarreal, Perú, lorenaalvarino@gmail.com, joseiannacone@gmail.com

Resumen– El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto ecotoxicológico del lodo DAF (flotación por aire disuelto) de un centro de beneficio avícola sobre la lombriz (*Eisenia fetida*) y las semillas de maíz (*Zea mays*) mediante bioensayos. Se realizó la caracterización fisicoquímica del lodo DAF y del suelo empleado en los bioensayos. La DL_{50} (Dosis letal media) para la lombriz fue 5,21%. El peso de la lombriz disminuyó a los 14 días de exposición. Se observó que a bajas dosis de lodo se formaban cocones, y una correlación entre la mortalidad de la lombriz (%) con el pH y la conductividad eléctrica. La DI_{50} (Dosis de inhibición media) para la germinación de semillas de maíz fue de 11,1%. El porcentaje de necrosis mostró efectos a partir de 15,63% del lodo a los 21 días de exposición. Una disminución de la altura, peso húmedo, peso seco y número de hojas de *Z. mays* aumentó con la dosis de lodo, y finalmente existió una asociación entre la germinación de la semilla de maíz con el pH, y una ausencia de relación con la conductividad eléctrica. Se concluye que hay diversos efectos ecotoxicológicos del lodo DAF de un centro de beneficio avícola sobre la lombriz a 14 días de exposición y sobre las semillas de maíz a 21 días de exposición mediante bioensayos.

Palabras clave– centro de beneficio avícola, ecotoxicología, lodo, lombriz, maíz.

I. INTRODUCCIÓN

La carne de ave es uno de los alimentos más consumidos en el Perú, por ser barata y presentar un alto contenido de proteínas. Actualmente, la producción pecuaria está creciendo vertiginosamente, en especial en los sistemas productivos de porcinos y aves [1].

Durante la producción avícola, las aguas residuales de los centros de beneficio animal presentan grandes concentrados de materia orgánica biodegradable, coloidal y suspendida, las cuales son fuente importante de proteínas, minerales como N (nitrógeno), K (potasio), Na (sodio), Ca (calcio), Fe (hierro) y carbono orgánico y contaminantes como metales potencialmente tóxicos como Cd (cadmio), Co (cobalto), Ni (níquel), Cu (cobre) y Cr (cromo) [2].

Según el SENASA [3] en el Perú, se han registrados 221 centros de beneficio avícola (faenamiento), y están autorizados y con vigencia de funcionamiento 152 de ellos, que cumplen con el Reglamento Sanitario del Faenado de Animales de Abasto Decreto Supremo N° 015-2012-AG [4], el cual deben contar con un tratamiento para sus efluentes.

Un inadecuado manejo y disposición de los residuos sólidos y efluentes de centros de beneficio aviarío puede generar efectos tóxicos en la salud humana, en la biota y en la degradación del ambiente [5-7]. Se ha recomendado que la

calidad de efluentes residuales no debe basarse solo en el control de parámetros fisicoquímicos como el carbono orgánico total, demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales y demanda bioquímica de oxígeno, si no en evaluar los efectos ecotóxicos negativos sobre la biota terrestre y acuáticas mediante los bioensayos [8]. Se ha indicado que los metales en los efluentes como el Fe, Cu, Zn (zinc), Co, Mo (molibdeno) y Mn (manganeso), pueden mostrar efectos de toxicidad subletal o letal para los seres vivos. Diversas investigaciones ecotoxicológicas han encontrado que los efluentes de los centros de beneficio que recibieron tratamiento por compostaje resultaron ser tóxicas para ciertos organismos vivos como la lombriz de tierra y las semillas de plantas, debido a la presencia de elementos nocivos [9-13].

Por tanto, el objetivo de la presente investigación fue determinar el efecto ecotoxicológico del lodo de un centro de beneficio avícola sobre la lombriz (*Eisenia fetida*) y el maíz (*Zea mays*).

II. MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la Facultad de Ciencias Naturales y Matemática de la Universidad Nacional Federico Villarreal [FCNM/ UNFV], distrito El Agustino, Lima Metropolitana, Perú. Los bioensayos ecotoxicológicos con lombrices (*E. fetida*) se desarrollaron en Laboratorio de Investigaciones en Ecología y Biodiversidad Animal [LEBA] y los ensayos con semillas de maíz (*Z. mays*) en el vivero de la misma universidad.

Se determinaron las dosis finales de lodo DAF (flotación por aire disuelto) más adecuadas para los dos bioensayos a partir de pruebas preliminares, seleccionando dosis que cubran desde un efecto nulo (no mortalidad) hasta concentraciones que causen una mortalidad total (100% de mortalidad), considerándose inicialmente una progresión geométrica con un factor de 0,5 [14-15]. Las dosis finales para el bioensayo con lombrices variaron entre 1,56% al 6,25% de lodo DAF. Cada recipiente contuvo un total de 400 g de sustrato para las lombrices. Para el bioensayo de fitotoxicidad de semillas de maíz, las dosis variaron entre 6,25% al 21,88% de lodo DAF. Cada maceta presentó un total de 1600 g de sustrato. El bioensayo con lombriz, y de fitotoxicidad con maíz fueron repetidos cuatro veces.

Lodo DAF: Se obtuvo de la planta de tratamiento DAF de un centro de beneficio de una empresa avícola, ubicada en la

provincia de Huaral, Lima, Perú (11°33'21"S; 77°12'18"W). Los parámetros fisicoquímicos evaluados fueron: pH, conductividad eléctrica (CE), humedad, materia orgánica y metales por el método de ICP-MS [16]: Al (aluminio), Cd, Cu, Cr, Fe, Hg (mercurio), Ni, Pb (plomo) y Zn.

Suelo: fue obtenido del fundo agroecológico HECOSAN, ubicado en km 41 de la carretera a Canta, valle del río Chillón, Lima, Perú. Además de los parámetros fisicoquímico-evaluados para el lodo DAF, se analizó la textura del suelo (arena, limo y arcilla).

Previamente a las pruebas ecotoxicológicas, el suelo fue tamizado a 3,8 mm, acondicionado en bolsas de plástico y llevado al frízer. Luego, se procedió a congelar y descongelar cada 48 h, repitiéndose tres veces este ciclo, con el fin de asegurar la ausencia de especímenes representantes de la macro y meso fauna de suelo [14].

Lombrices: La lombriz Roja Californiana (*E. fetida*) fue obtenidas del Fundo Agroecológico HECOSAN ubicado en el Distrito de Santa Rosa de Quives, Lima, Perú. La crianza de las lombrices se realizó dentro del vivero, las que se acondicionaron en cajas de madera de fruta forradas con malla mosquiteras, siendo estas cajas tapadas [17]. Las lombrices fueron alimentadas con pre-composteo a base de lecho de crianza, y se colocaron aproximadamente 20 kg de residuos por 1 kg de lombrices [18]. Para los bioensayos se usaron *E. fetida* con clitelo, se vaciaron sus intestinos, y se colocaron en papel toalla humedecido con agua destilada durante 5 h. Luego fueron lavadas, secadas y pesadas [17-18]. Las lombrices seleccionadas tuvieron un rango de peso de 0,3 a 0,6 g [18] y una longitud de 9 a 12 cm.

Para el bioensayo agudo de lombrices se usó recipientes de plástico rectangulares (12 cm de ancho por 15 cm de largo por 7 cm de alto) de capacidad de 1L con sus tapas agujeradas, para permitir la circulación del aire [17-18]. En cada recipiente, se colocó suelo y lodo de acuerdo con la distribución porcentual entre 1,56% al 6,25% de lodo DAF. La prueba tuvo una duración de 14 días, con luz continua (800 lux), con temperatura de $20^{\circ} \pm 2$ y una humedad ambiental de $80\% \pm 5$. Se colocaron 10 lombrices por recipiente y se reguló la humedad de los recipientes al 45 %, y se midió CE y pH. Las lombrices no se alimentaron durante el tiempo que duró la prueba. A los primeros siete días, fue la primera lectura, donde se examinó: mortalidad (las lombrices que no respondieron con movimiento al estímulo del tacto se consideraron muertas), peso húmedo de la lombrices, pH y CE. La segunda lectura fue a los 14 días, y además de lo analizado a los siete días, se observó peso seco de las lombrices (en estufa por 3 días a 40°C), y número de cocones [17-18].

Semillas de maíz: Se obtuvieron de SAN FERNANDO S.A. el cual se encuentra registrado como productor de semillas en el Instituto Nacional de Innovación Agraria [INIA] [19] con Numero de Registro 050-2002-AG-SENASA-DGSV. Las semillas fueron seleccionadas según tamaño y forma, y fueron elegidas las de mayor porcentaje de similitud, descartándose las dañadas. Después, las semillas fueron desinfectadas mediante un baño de solución hipoclorito de

sodio al 5% durante 15 min, lavadas con agua destilada y, por último, se colocaron en recipientes con agua destilada durante 15 min para eliminar los residuos del hipoclorito [20].

Para el desarrollo del bioensayo de germinación de semilla, se emplearon macetas de plástico de polipropileno, no porosas, con una capacidad de 2 L con dimensiones de 16 cm de alto por 18,7 de diámetro [14-15]. Se realizaron seis tratamientos más un control, con la distribución porcentual previamente señalada. Se consideró las recomendaciones de la OCDE [14] sobre densidad de la planta, por lo que se agregó seis semillas de maíz por contenedor, examinándose y descartándose dos semillas por cada lectura realizada. La prueba tuvo una duración de 21 días [14-15], siendo la temperatura de $20^{\circ} \pm 4$, humedad ambiental de $80\% \pm 5$ y a luz ambiental. Durante el bioensayo se mantuvo a un 60% de humedad, regándose interdiario la misma cantidad para cada tratamiento con la ayuda de un atomizador, el agua usada era de red de grifería reposada al aire libre el cual contenía un promedio de pH 7,5 y CE 0,8 dS/m. Se realizó las lecturas a los 21 días, tomándose los datos de porcentaje de semillas germinadas, porcentaje de necrosis, elongación de la radícula y coleóptilo, altura de la planta, números de hojas, peso húmedo y seco de la planta germinada, pH y CE.

Los datos de los parámetros obtenidos de los dos bioensayos ecotoxicológicos pasaron por la prueba de normalidad (Shapiro-Wilk) y homogeneidad de las varianzas (Levene) para asegurar el adecuado empleo de las pruebas estadísticas inferenciales paramétricas. Las medias entre grupos fueron comparadas en base al análisis de varianza (ANOVA) y posterior prueba de comparación múltiple con la prueba de Tukey ($p \leq 0,05$). Este análisis permitió el cálculo de los valores de NOEC (Dosis más alta de efectos no observables) y LOEC (Dosis más baja de efectos observables). Estos estadísticos descriptivos e inferenciales se analizaron mediante el paquete estadístico SPSS versión 25,0. La dosis letal (inhibitoria) media $DL(I)_{50}$, los límites o intervalos de confianza $DL(I)_{50}$ inferior y $DL(I)_{50}$ superior al 95% fueron calculados mediante el método Probit, que es una forma especializada de análisis de regresión utilizada para variables de respuesta binomiales, que transforma las curvas de dosis-respuesta en líneas rectas para su análisis mediante regresión por mínimos cuadrados para el cual se usó la calculadora en Excel de Raj [21]. También se analizó la relación de la mortalidad de la lombriz (*E. fetida*) y la germinación de la semilla de maíz (*Z. mays*) con los parámetros de pH y CE del tratamiento correspondiente mediante la correlación de Spearman (r_s).

III. RESULTADOS

Los parámetros fisicoquímicos y los metales potencialmente tóxicos analizados del lodo DAF y del suelo empleados en los bioensayos ecotoxicológicos se compararon con la normativa peruana actual vigente, tanto para el reaprovechamiento de lodos generados en las PTAR (Planta de Tratamiento de Aguas Residuales) [22-23] y para los Estándares de Calidad Ambiental para suelo [24]

observándose dentro del límite permitido. Para el lodo se observó para los parámetros fisicoquímicos un valor de pH = 5,80, CE = 8,48 ds/m, Humedad = 67,10 g/100g, y materia orgánica = 83,80 g/100g. Metales (mg/kg): Al (333,5), Cd (0,98), Cu (189,2), Cr (5,19), Fe (13.302), Hg (<0,01), Ni (2,49), Pb (7,87) y Zn (238,26). Para el suelo se observó para los parámetros fisicoquímicos un valor de pH = 7,60, CE = 0,25 ds/m, Humedad = 1,18 g/100g, materia orgánica = 3,07 g/100g, Análisis textural = Franco arenoso. Metales (mg/kg): Al (10.742), Cd (2,26), Cu (42,60), Cr (8,88), Fe (19.636), Hg (<0,01), Ni (8,36), Pb (31,71) y Zn (113,12).

Los resultados de los parámetros evaluados sobre las lombrices por efecto del lodo DAF se observan en la Tabla 1. El porcentaje de mortalidad en las lombrices a los siete días muestra diferencias significativas en la dosis 6,25%, y a los 14 días se observa diferencias significativas desde 5,47%. El NOEC fue 4,69%, el LOEC fue 5,47%, y finalmente la DL₅₀ fue 5,21%. Para el peso a los siete días, se observaron diferencias desde 1,56%, evidenciando un incremento del peso húmedo. A los 14 días para al peso húmedo y peso seco de las lombrices se encontraron diferencias respecto al control desde 5,47% y 6,25%, respectivamente. En los cocones se encontró diferencias significativas entre el control y los tres primeros tratamientos (Tabla I).

La Tabla II muestra los valores de pH y CE del lodo DAF de un centro de beneficio avícola en el bioensayo con lombriz. El pH para los días 0 y 7 muestran diferencias entre los tratamientos y el control. Para los 14 días, se observa que hay diferencias significativas entre el control y la dosis 3,13%. Los pH más bajos se vieron a un mayor porcentaje de mortalidad de las lombrices. La CE para los 0, 7 y 14 días muestra diferencias entre el control y todos los tratamientos del lodo DAF. Se observó asociación entre la mortalidad de la lombriz, y el pH ($r_s = -0,72$, $p < 0,05$), y la CE ($r_s = 0,45$, $p < 0,05$).

En tabla III se observan los parámetros evaluados en la semilla de maíz a los 21 días de exposición. El porcentaje de germinación presentó diferencias significativas a partir de 12,5% con respecto al control, siendo la DI₅₀ de 11,1%. Se observa una disminución de la germinación a medida que aumenta la dosis del lodo DAF.

A los 21 días, respecto al porcentaje de necrosis por el lodo DAF, las diferencias significativas se dieron a partir de 15,63%. Los parámetros de radícula, coleóptilo, altura, número de hojas, peso húmedo y peso seco presentan diferencias significativas entre el tratamiento control y la con concentración 6,25%. Se observa una disminución de la altura, peso húmedo, peso seco y numero de hojas a medida que se incrementa la cantidad de lodo DAF (Tabla III).

TABLA I
Efecto ecotoxicológico del lodo DAF de un centro de beneficio avícola en el bioensayo con la lombriz (*Eisenia fetida*).

Tratamiento (dosis %)	0 días		7 días		14 días		
	Peso Húmedo (g)	Mortalidad (%)	Peso húmedo (g)	Mortalidad (%)	Peso Húmedo (g)	Peso Seco (g)	Nº Cocones
0	4,26a(±0,13)	0a(±0)	4,33bc(±0,25)	0a(±0)	3,20a(±0,17)	0,90a(±0,15)	0a(±0)
1,56	4,08a(±0,19)	0a(±0)	5,04de(±0,16)	0a(±0)	3,25a(±0,08)	0,99a(±0,02)	10d(±0,81)
2,34	4,14a(±0,16)	0a(±0)	5,74f(±0,28)	0a (±0)	3,4a(±0,89)	1,05a(±0,09)	6c(±0,81)
3,13	3,87a(±0,07)	0a(±0)	4,58bcd(±0,41)	0a(±0)	3,06a(±0,61)	0,84a(±0,21)	2,75b(±0,5)
3,91	4,13a(±0,25)	0a(±0)	5,32ef(±0,32)	2,5a(±5)	3,74a(±0,51)	1,06a(±0,22)	0a(±0)
4,69	4,05a(±0,22)	0a(±0)	4,93cde(±0,22)	0a(±0)	3,43a(±0,34)	1,08a(±0,16)	0a(±0)
5,47	4,03a(±0,20)	2,5a(±5)	4,00b(±0,12)	62,5b(±26,2)	0,91b(±0,64)	0,22b(±0,15)	0a(±0)
6,25	4,26a(±0,15)	37,5b(±9,57)	1,87a(±0,26)	100c(±0)	0b(±0)	0b(±0)	0a(±0)
DL ₅₀		6,41		5,21			
DL ₅₀ superior		6,79		5,60			
DL ₅₀ inferior		6,05		4,86			
NOEC		5,47	<1,56	4,69	4,69	4,69	
LOEC		6,25	1,56	5,47	5,47	5,47	
Shapiro-Wilk	0,059	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Levene	0,717	0,000	0,400	0,000	0,023	0,040	0,042

Letras minúsculas iguales según la prueba de Tukey indican que los promedios son estadísticamente iguales ($p > 0,05$); (±) Desviación estándar; (DL₅₀) Dosis letal media; (NOEC) Dosis más alta de efectos no observables; (LOEC) Dosis más baja de efectos observables; (Shapiro-Wilk) Valor de la prueba normalidad ($p > 0,05$); (Levene) Valor de la prueba de homogeneidad de varianzas ($p > 0,05$).

TABLA II

Variaciones en el pH y Conductividad eléctrica (CE) del lodo DAF de un centro de beneficio avícola en el bioensayo ecotoxicológico con lombriz (*Eisenia fetida*).

Tratamiento (dosis %)	0 días		7 días		14 días	
	pH	CE (dS/m)	pH	CE (dS/m)	pH	CE (dS/m)
0	7,59a(±0,10)	0,26a(±0,03)	7,07a(±0,04)	0,63a(±0,28)	6,55a(±0,28)	0,42a(±0,07)
1,56	7,10bc(±0,18)	0,72b(±0,02)	6,76b(±0,11)	0,95ab(±0,09)	6,3ab(±0,09)	1,28ab(±0,02)
2,34	7,18b(±0,11)	0,88b(±0,06)	6,39c(±0,02)	0,96ab(±0,18)	6,06abc(±0,20)	1,23ab(±0,21)
3,13	7,22b(±0,09)	1,04c(±0,07)	6,26c(±0,19)	0,95ab(±0,00)	5,78bcd(±0,24)	1,56b(±0,76)
3,91	7,02bcd(±0,10)	1,18cd(±0,11)	5,72d(±0,17)	1,15bc(±0,01)	5,76bcd(±0,29)	1,33b(±0,27)
4,69	6,91cd(±0,10)	1,28de(±0,07)	5,33e(±0,05)	1,23bc(±0,03)	5,49cde(±0,23)	1,53b(±0,33)
5,47	6,82d(±0,06)	1,35e(±0,05)	5,35e(±0,04)	1,37c(±0,04)	5,25de(±0,16)	1,58b(±0,34)
6,25	6,79d(±0,09)	1,55f(±0,04)	5,27e(±0,06)	1,46c(±0,18)	4,92e(±0,36)	1,71b(±0,42)
Shapiro-Wilk	0,11	0,04	0,002	0,48	0,87	0,23
Levene	0,80	0,31	0,03	0,01	0,42	0,01

(pH) Potencial de hidrógeno; (CE) Conductividad eléctrica; Letras minúsculas iguales según la prueba de Tukey indican que los promedios son estadísticamente igual ($p > 0,05$); (±) Desviación estándar; (Shapiro-Wilk) Valor de la prueba normalidad ($p > 0,05$); (Levene) Valor de la prueba de homogeneidad de varianzas ($p > 0,05$).

TABLA III

Efecto ecotoxicológico del lodo DAF de un centro de beneficio avícola en el bioensayo con la semilla de maíz (*Zea mays*).

Tratamiento (dosis %)	21 días							
	*Germinadas (%)	Necrosis (%)	Radícula (cm)	Coleóptilo (cm)	Altura (cm)	N° hojas	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)
0	100a(±0)	0a(±0)	20,5a(±3,27)	5,08a(±0,55)	20,6a(±0,38)	4,5a(±0,40)	2,45a(±0,48)	0,57a(±0,08)
6,25	100a(±0)	0a(±0)	6,91b(±1,28)	3,82b(±0,82)	10,6b(±2,70)	3b(±0,70)	0,88b(±0,20)	0,24b(±0,02)
9,38	83,3a(±0)	0a(±0)	3,12c(±1,01)	3,6b(±0,56)	6,83c(±2,49)	2c(±0,40)	0,70bc(±0,17)	0,19b(±0,04)
12,5	20,8b(±15,9)	0a(±0)	0,06c(±0,12)	0,37c(±0,75)	0,56d(±1,12)	0,12d(±0,25)	0,36cd(±0,03)	0,16b(±0,01)
15,63	4,16bc(±8,33)	50b(±40,8)	0c(±0)	0c(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0c(±0)
18,75	0c(±0)	75bc(±28,8)	0c(±0)	0c(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0c(±0)
21,88	0c(±0)	100c(±0)	0c(±0)	0c(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0d(±0)	0c(±0)
DI ₅₀	11,10	15,63						
DI ₅₀ superior	12,32	17,50						
DI ₅₀ inferior	9,99	13,96						
NOEC	9,38	12,50	<6,25	<6,25	<6,25	<6,25	<6,25	<6,25
LOEC	12,5	15,63	6,25	6,25	6,25	6,25	6,25	6,25
Shapiro-Wilk	0	0	0	0	0	0	0	0
Levene	0	0,003	0,009	0,01	0	0,037	0	0

(*) Promedio acumulado del % semillas germinadas; letras minúsculas iguales según la prueba de Tukey indican que los promedios son estadísticamente igual ($p > 0,05$) (±) Desviación estándar; (DI₅₀) Dosis inhibitoria media; (NOEC) Dosis más alta de efectos no observables; (LOEC) Dosis más baja de efectos observables; (Shapiro-Wilk) Valor de la prueba normalidad ($p > 0,05$); (Levene) Valor de la prueba de homogeneidad de varianzas ($p > 0,05$).

El pH del control resultó ser menor en comparación con 15,63%, 18,75%, y 21,88% de DAF, a los 21 días de exposición. Se observó un ligero incremento de la CE al aumentar los tratamientos con DAF (Tabla IV). Los resultados de la correlación entre la germinación del maíz a los 21 días de exposición con el pH revelan una correlación negativa ($r_s =$

-0,57, $p = 0,001$) y para la CE muestra una ausencia de correlación con la germinación ($r_s = 0,11$, $p = 0,58$).

TABLA IV

Variaciones en el pH y Conductividad eléctrica (CE) del lodo DAF de un centro de beneficio avícola en el bioensayo con la semilla de maíz (*Zea mays*).

Tratamiento (Dosis %)	21 días	
	pH	CE (dS/m)
0	6,22bc(±0,24)	0,24a(±0,08)
6,25	5,98ab(±0,34)	2,36de(±0,22)
9,38	5,73ab(±0,19)	2,93e(±0,69)
12,5	5,52a(±0,32)	2,17cde(±0,50)
15,63	6,82cd(±0,29)	1,79bcd(±0,31)
18,75	7,27de(±0,29)	1,53bcd(±0,31)
21,88	7,72e(±0,32)	1,08ab(±0,24)
Shapiro-Wilk	0,18	0,55
Levene	0,96	0,07

(pH) Potencial de hidrógeno; (CE) Conductividad eléctrica; Letras minúsculas iguales según la prueba de Tukey indican que los promedios son estadísticamente igual ($p > 0,05$); (±) Desviación estándar; (Shapiro-Wilk) Valor para la prueba normalidad ($p > 0,05$); (Levene) Valor de la prueba de homogeneidad de varianzas ($p > 0,05$).

IV. DISCUSIÓN

Se encontró que el lodo DAF a altas dosis produce mortalidad en *E. fétida*. Solis-Mejia et al. [25], trabajaron con mezclas de lodos de depuradora, de estiércol de vaca y de vermicompostados en *E. fétida*, y observaron que la lombriz no sobrevive en lodos de depuradora a una dosis del 95%. Ramires et al. [26] determinaron los efectos ecotoxicológicos a los 14 días de exposición de cuatro desechos de matadero de cerdos: frescos (PAWf), compostaje aireado (PAWa), compostaje natural (PAWn) y vermicompostaje (PAWv) sobre *Eisenia andrei*, y encontraron mortalidades de 100% en PAWa y PAWn, 20% en PAWf y 10% en PAWv. En este estudio una dosis del 5,47% de lodo DAF observó un 62,5% de mortalidad de lombrices.

Se ha señalado que la ecotoxicidad de los lodos puede deberse a diferentes factores como la complejidad de los compuestos presentes, la sensibilidad de los organismos o la biodisponibilidad de determinadas sustancias tóxicas, debido a que si presentan interacción con los metales podría provocar mortalidad, interferir en el peso o en el comportamiento de los organismos de suelo [26]. Se ha observado que los metales se bioacumulan en el tejido de la lombriz *Eudrilus eugeniae* en un amplio rango de dosis (Cd, Cu, Mn, Fe y Zn), y pueden reducirse estos metales en el vermicompost [27]. Al evaluar la acumulación de metales pesados en las lombrices de tierra; estas mantienen el mismo perfil que la dosis media de metales pesados en el suelo [28]. Esta acumulación va a depender de las interacciones fisicoquímicas que hay entre el suelo y las lombrices de suelo [29].

Al investigar el efecto ecotoxicológico del hierro sobre las lombrices *E. fétida* y *Lumbricus rubellus*, en forma fresca y

envejecida el hierro, encontraron que dosis mayores o iguales a 500 mg/kg de Fe en forma fresca producen efectos agudos sobre ambas lombrices [30]. Se ha sugerido que es necesario investigar las enmiendas, debido a que con el biocarbón el peso de las lombrices aumentó significativamente cuando se aplicó 1-3% del biocarbón, pero al aplicar al 10%, se observó una disminución significativa en el peso, interpretando que un uso excesivo del biocarbón podría reducir el acceso a los alimentos y a la disponibilidad de nutrientes [31]; por lo que podría justificarse lo ocurrido en el día 7 del presente estudio, en el cual aumentó significativamente el peso húmedo de los tratamientos 1,56% al 3,91%, con un leve aumento en 4,69% y una disminución para 5,47%.

El peso húmedo de las lombrices de tierra aumentó a los siete días y luego disminuyó a los 14 días. La literatura académica al evaluar el efecto del lodo activado en el vermicompostaje de desecho de frutas y verduras, encontró en un primer periodo que el peso de las lombrices aumenta, y luego gradualmente disminuye al final del vermicompostaje. La ganancia de peso lo atribuyeron a la adición de exceso del lodo activado, el cual mejora la calidad bioquímica del sustrato; pero la disminución del peso podría deberse al envejecimiento del sustrato o a la falta de materia orgánica como alimento [32]. En el día 14, el peso húmedo y el peso seco mostraron diferencias significativas entre el control, y 5,47% y 6,25% de lodo DAF, por ser las dosis donde se presentó un mayor porcentaje de mortalidad de las lombrices, lo cual podría atribuirse a que las lombrices extraen suficiente alimento del suelo para sobrevivir incluso en condiciones adversas [33].

La mayoría de las lombrices producen cocones cuando el entorno es el adecuado. Se ha encontrado que las lombrices prefirieron el suelo enmendado a bajas dosis de hierro de fresco sobre el control sin enmendarse [30]. De forma similar, en esta investigación se observa que en las dosis 1,56% a 3,13%, dosis bajas de lodo DAF, producen cocones; sin embargo, en el control no se visualizaron. Por lo que se puede inferir que el suelo usado como control no promueve la formación de cocones, pero si los produce cuando se agrega dosis bajas de lodo DAF.

Se evidencia la acidificación del pH, tanto al aumentar el tiempo de exposición y al aumentar las dosis de lodo DAF. La disminución del pH puede deberse a la bioconversión de los compuestos orgánico a ácidos orgánicos y a la transformación de nitrógeno orgánico y fósforo en nitritos o nitratos y ortofosfatos que suceden en el tracto digestivo de las lombrices [34]. Se ha mencionado que la disminución del pH puede ocasionar un aumento en la movilidad de los metales potencialmente tóxicos [35].

La CE incrementó en los diferentes tratamientos en comparación al control en el bioensayo con *E. fétida*. Estos resultados se podrían atribuir a la baja capacidad de intercambio catiónico del suelo control y a las variaciones en la velocidad a la que se forman los complejos de la materia orgánica [36-37]. El aumento de CE entre semanas, podría deberse a la liberación de iones inorgánicos y sales solubles,

como fosfato, amonio y nitrato generados durante la ingestión y excreción por la lombriz de tierra [38].

La germinación de la semilla de maíz mostró que no había diferencias significativas entre el control y las dosis de 6,25 % y 9,38%; sin embargo, se evidenció tendencias negativas de germinación al aumentar la dosis del lodo DAF. Estos resultados son concordantes a los riesgos y efectos ecotoxicológicos de tres tipos de extractos de lodos tratados de una depuradora municipal en pruebas de germinación con *Lolium perenne*, *Brassica rapa*, y *Trifolium pratense*; encontrando que la germinación en los tres extractos de lodos fue menor que en sus respectivos controles [11]. De igual forma al estudiar los efectos fitotóxicos de un desecho de matadero de cerdos en forma fresca (PSWin), y con procesos de estabilización como compostaje aireado (PSWa), compostaje natural (PSWn) y vermicompostaje (PSWv) sobre la germinación de lechuga, rábano y arroz, encontrando que PSWin y PSWa afectaron negativamente a la germinación de las tres plantas [11]. Al analizar el lodo no digerido de pollos de engorde de una unidad de DAF en el maíz se concluyó que se puede cultivar eficazmente el maíz utilizando lodos DAF como única fuente de nitrógeno, además de no encontrar diferencias significativas en el rendimiento con el fertilizante nitrogenado comercial [40].

La dosis del Fe en suelo fue de 19.636 mg/kg y en el lodo DAF de 13.302 mg/kg, y la dosis total en suelos cultivados es de 20.000 a 40.000 mg/kg de Fe [41], requiriendo Fe para una producción alta de maíz híbrido 1,9 kg/ha [42]. Aunque el Fe generalmente es abundante en el suelo, la fracción disponible generalmente es baja [41]. Los microorganismos y las plantas compiten por el Fe; y en plantas monocotiledóneas como el maíz, la adsorción de Fe se basa en la quelación de Fe^{+3} con ligandos fuertes [41]. A pH bajos del suelo, se acentúa la solubilidad de los oligoelementos incluyendo el Fe, excepto del molibdeno (Mo) y Se, aumentando su potencial de absorción por las plantas [43]. El lodo DAF usado no sobrepasó los límites de la norma peruana para los metales potencialmente tóxicos.

La necrosis puede ser causada por algún patógeno, toxina, o por la deficiencia de un macronutriente [44]. En el presente estudio se observó necrosis en las semillas de maíz a partir de 15,63% de lodo DAF. Se encontró una disminución de peso a medida que aumenta la dosis de lodo DAF desde el tratamiento 6,25%.

Se observó una disminución del pH a medida que aumenta la dosis del lodo DAF a los 0 días del bioensayo. Durante el bioensayo, los pH del control, y 6,25% y 9,38% presentaron una tendencia a la disminución a ácido, en comparación con el pH de 12,5% en adelante, que incrementaron a alcalino. Se ha mencionado que la adición de materia orgánica a los suelos puede provocar variaciones del pH a los suelos [45]. Se ha visto que a pH 5,2 de lodo fresco o a un pH 5,8 de lodo aireado, provocan efectos fitotóxicos en la germinación de las semillas, en la longitud de raíz y en el desarrollo de la planta [11]. De forma similar se observó en este estudio efectos en el tamaño de la radícula y coleóptilo, altura de la planta, número

de hojas y pesos a 6,25% y 9,38%, con pH 5,98 y 5,73, respectivamente. Por el contrario, se ha sugerido que el aumento del pH, como se observa en este estudio entre los tratamientos 12,5% a 21,88%, se puede atribuir a procesos como descarboxilación, desaminación (aniones orgánicos y aminoácidos) que consumen protones, mineralización de N o desnitrificación [45]. Los resultados exhiben en una correlación entre la germinación de la semilla de maíz y el pH.

No obstante, las diferencias significativas de la CE entre el control y los tratamientos del 6,25% a 21,88%, se asocian a la presencia de las sales del lodo DAF, el cual contiene una CE de 8,48 dS/m. El maíz es moderadamente tolerante a los contenidos de sales en el suelo o en las aguas de riego [46]. Se atribuyen efectos fitotóxicos a altos valores de CE (mayores o iguales a 3 dS/m) [11]. Si bien los resultados de Spearman muestran que entre la germinación de la semilla y CE es muy escasa la correlación, la CE podría haber influencia en la química de los compuestos del lodo produciendo efectos fitotóxicos en la semilla.

V. CONCLUSIONES

La DL_{50} para la lombriz (*Eisenia fetida*) fue de 5,21 % de lodo DAF. El peso húmedo de las lombrices *E. fetida* aumentó a bajas dosis de lodo DAF por la disponibilidad de materia orgánica como alimento. El lodo DAF impulsa a las formaciones de cocones en las lombrices *E. fetida* a una dosis de 3,13% de lodo DAF. La DI_{50} de lodo DAF para las semillas de *Zea mays* es de 11,1%. Los cambios de pH y CE tienen un efecto sobre las sustancias químicas del lodo DAF, y estas a su vez podrían estar asociadas a la mortalidad de *E. fetida* y en la germinación de semillas de *Z. mays*. Las semillas de maíz y las lombrices tienen respuestas diferenciadas a la aplicación del lodo DAF, el cual depende de sus propias características y sensibilidad, reflejándose en el porcentaje del lodo DAF, al cual mostraron efectos ecotoxicológicos.

REFERENCIAS

- [1] D. Bartz, M. Álvarez, W. Bayer, W., S. Becheva, R. Benning, S. Börnecke, et al., *Atlas de la Carne*. Santiago de Chile: Atlas Manufaktur, 2014, pp.1-74.
- [2] R. Matheyarasu, B. Seshadri, N.S. Bolan, and R. Naidu, "Impacts of Abattoir Waste-Water Irrigation on Soil Fertility and Productivity," In *Irrigation and Drainage-Sustainable Strategies and Systems*, M.S. Javaid, Ed. Rijeka: InTech, 2015, pp. 54-75.
- [3] Servicio Nacional de Sanidad Agraria [SENASA], *Sistema Integrado de Gestión de Insumos Agropecuarios – SIGIA*, Lima: SENASA, 2020.
- [4] El Peruano, *Reglamento Sanitario del Faenado de Animales de Abasto Decreto Supremo N° 015-2012-AG*, Lima: El Peruano, 2012.
- [5] C. Alimba, E. Ajayi, T. Hassan, A. Sowunmi, and A. Bakare, "Cytogenotoxicity of abattoir effluent in *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) using micronucleus test," *Chinese Journal of Biology*, vol. 2015, ID 24524, 2015.
- [6] P. Godlewska, I. Joško, and P. Oleszczuk, "Ecotoxicity of sewage sludge- or sewage willow-derived biochar-amended soil," *Environmental Pollution*, vol. 305, ID 119235, 2022.

- [7] M.E. Beily, B.J. Young, P.A. Bres, N.I. Riera, W. Wang, D.E. Crespo, et al. "Relationships among physicochemical, microbiological, and parasitological parameters, ecotoxicity, and biochemical methane potential of pig slurry," *Sustainability*, vol. 15, no. 4, ID 3172, 2023.
- [8] J. Madureira, R. Melo, A. Pimenta, S. Cabo Verde, and S. Borrelly, "Evaluation of e-beam irradiation effects on the toxicity of slaughterhouse wastewaters," *Environmental Technology*, vol. 39, pp. 873- 877, 2017.
- [9] A. Valavanidis, and T. Vlachogianni, "Metal Pollution in Ecosystems Ecotoxicology Studies and Risk Assessment in the Marine Environment," *Science advances on Environment, Toxicology & Ecotoxicology issues*, pp.1-14, 2010.
- [10] T. Melo, M. Bottlinger, E. Schulz, W. Leandro, F.A. Aguiar Filho, A., Y. Ok, et al, "Effect of biosolid hydrochar on toxicity to earthworms and brine shrimp," *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 39, no 6, pp. 1351-1364, 2017.
- [11] M. Ramires, E. De Souza, D. Fontanive, R. Bianchetto, Â. Krynski, J. Grasel, et al., "Ecotoxicology of pig slaughterhouse waste using *Lactuca sativa* L., *Raphanus sativus* L., and *Oryza sativa* L.," *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, vol.43, e0180119, 2019.
- [12] A. Ajibola, D. Olatunji, and O. Bayode, "Occurrence of veterinary antibiotics in poultry manure from two farms in Ibadan, Nigeria: Ecotoxicological implications in manure-amended soil," *Environmental Analysis Health and Toxicology*, vol. 37, e2022038, 2022.
- [13] A.C.Z. Souza, J.E. Santos, M.A. Marin-Morales, and D.E.C. Mazzeo, "Ecotoxicological aspects and environmental implications of the use of water and sewage treatment sludges," *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 21, pp. 3527–3552, 2024.
- [14] Organisation for Economic Co-operation and Development [OCDE], *Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test Guidelines for the testing of chemicals*. No. 208. Paris, 2006.
- [15] Environmental Protection Agency [EPA], *Ecological Effects Test Guidelines OCSPP 850.4100: Seedling Emergence and Seedling Growth*. Washington D.C., 2012.
- [16] Environmental Protection Agency [EPA]. *Method 200.7: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry*, Revision 4.4., Cincinnati, OH, 1994.
- [17] A. Palafox, Á. Hernández, J. López, and M. Cuevas, "Evaluación de la toxicidad de los suelos mediante bioensayos con lombrices," in *Métodos ecotoxicológicos para la evaluación de suelos contaminados con hidrocarburos*, En M. Cuevas, G. Espinosa, C. Ilizaliturri, and A. Mendoza, Eds. Ciudad de México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT] y Instituto Nacional de Ecología [INE], 2012, pp. 47-86.
- [18] Organisation for Economic Co-operation and Development [OCDE], *Earthworm, Acute Toxicity Test. Guidelines for testing of chemicals*, No. 207, París, 1984.
- [19] Instituto Nacional de Innovación Agraria [INIA], *Reglamento de la Ley General de Semillas*, 2019, <https://www.inia.gob.pe/wp-content/uploads/LegislacionSemillas/REGLAMENTODELAL EYDESEMILLAS.pdf>
- [20] M. Cuevas, J. Rosaldo, and J. López, "Evaluación de la toxicidad de los suelos mediante bioensayos con lombrices.," in *Métodos ecotoxicológicos para la evaluación de suelos contaminados con hidrocarburos*, M. Cuevas, G. Espinosa, A. Ilizaliturri, and A. Mendoza, Ciudad de México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT] y Instituto Nacional de Ecología [INE], 2012, pp. 87-106.
- [21] A. Raj, *Calculating LD50/LC50 using Probit Analysis in Excel*, 2016.
- [22] Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento [MVCS], *Aprueban Condiciones Mínimas de Manejo de Lodos y las Instalaciones para su Disposición Final Resolución Ministerial N° 128-2017*, Lima: El Peruano, 2017a.
- [23] Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento [MVCS], *Reaprovechamiento de los Lodos generados en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Decreto Supremo N° 015-2017*, Lima: El Peruano, 2017b.
- [24] Ministerio del Ambiente [MINAM], *Aprueban Estándares de Calidad Ambiental Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM*, Lima: El Peruano, 2017.
- [25] L. Solis-Mejia, M. Islas-Espinoza, and V. Esteller, "Vermicomposting of sewage sludge: earthworm population and agronomic advantages compost," *Compost Science & Utilization*, vol.20, no1, pp.11-17, 2012.
- [26] M. Ramires, E. De Souza, M. De Castro, B. Clasen, D. Fontanive, R. Bianchetto, et al, "Enzyme assays and toxicity of pig abattoir waste in *Eisenia Andrei*," *Environmental Pollution*, vol.260, ID 113928, 2020.
- [27] S. Sugumar, S. Muniraj, T. Duraisamy, R. Selvam, and V. Muthunarayanan, "Toxicity and Histopathological Effect of Distillery Industrial Sludge on the Earthworm *Eudrilus eugeniae*," in *Earthworm Assisted Remediation of Effluents and Wastes*, S. A. Bhat, A, P, Vig, F, Li, and B. Ravindran, Eds. Springer Singapore, 2020, pp. 269-279.
- [28] F. Latifi, F. Musa, and A. Musa, "Heavy metal content in soil and their bioaccumulation in earthworms (*Lumbricus terrestris* L.)," *Agriculture & Forestry*, vol.66, no1, pp. 57-67, 2019.
- [29] G. Dedeke, F. Owagboriaye, A. Adebambo, and K. Ademolu, "Earthworm metallothionein production as biomarker of heavy metal pollution in abattoir soil. *Applied Soil Ecology*, vol.104, pp. 42-47, 2016.
- [30] Y. El-Temsah, and E. Joner, "Ecotoxicological effects on earthworms of fresh and aged nano-sized zero-valent iron (nZVI) in soil," *Chemosphere*, vol.89, no 1, pp. 76-82, 2012.
- [31] Q. Zhang, M. Saleemb, and C. Wang, "Effects of biochar on the earthworm (*Eisenia foetida*) in soil contaminated with and/or without pesticide mesotrione," *Science of The Total Environment*, vol. 671, pp. 52-58, 2019.
- [32] W. Li, S. Bhat, J. Li, G. Cui, Y. Wei, and T. Yamada, "Effect of excess activated sludge on vermicomposting of fruit and vegetable waste by using novel vermireactor," *Bioresource Technology*, vol.302, ID 122816, 2020.
- [33] P. Munnoli, J. Da Silva, and S. Bhosle, "Dynamics of the soil—earthworm–plant relationship: a review," *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, vol. 4, Special Issue 1, pp. 1–21, 2010.
- [34] J. Yang, C. Zhao, M. Xing, and Y. Lin, "Enhancement stabilization of heavy metals (Zn, Pb, Cr and Cu) during," *Bioresource Technology*, vol. 146, pp. 649-655, 2013.
- [35] A. El Gharmali, A. Rada, A. El Meray, and M. Nejmeddi, "Study of the effect of earthworm *Lumbricus terrestris* on the speciation of heavy metals in soils," *Environmental Technology*, vol.23, pp.775-780, 2002.
- [36] U. Chukwu, and S. Anuchi, "Impact of abattoir wastes on the physicochemical properties of soils within Port Harcourt Metropolis," *The International Journal of Engineering and Science*, vol. 5, pp. 17-21, 2016.

- [37] G. Ebong, E. Ettesam, and E. Dan, "Impact of abattoir wastes on trace metal accumulation, speciation, and human health-related problems in soils within Southern Nigeria," *Air, Soil and Water Research*, vol.13, pp. 1-14, 2020.
- [38] X. He, Y. Zhang, M. Shen, G. Zeng, M. Zhou, M., and M. Li, "Effect of vermicomposting on concentration and speciation of heavy metals in sewage sludge with additive materials," *Bioresource Technology*, vol. 218, pp. 867-873, 2016.
- [40] L. Carr, R. Moore, W. Merka, and F. Schales, "Land disposal of dissolved air flotation sludge from poultry processing," *Transactions of the ASAE*, vol.31, no. 2, pp. 462-465, 1988.
- [41] C. Colombo, G. Palumbo, J.-Z., He, R. Pinton, and S. Cesco, "Review on iron availability in soil: interaction of Fe minerals, plants, and microbes," *Journal of Soils and Sediments*, vol.14, no3, pp. 538-548, 2013.
- [42] H. Deras, E. Funes, M. Sorto, N. Menjívar, L. Reyes, L. Alarcón, and A. Mendoza, *Guía técnica El cultivo del maíz*, El Salvador: El Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, 2014.
- [43] M.F. Seleiman, A. Santanen, and P.S.A. Mäkelä, "Recycling sludge on cropland as fertilizer – Advantages and risks," *Resources, Conservation & Recycling*, vol.155, ID104647, 2019.
- [44] P. Echessa, *Biomass-based fertilizer formulation using chemically decomposed agricultural wastes and evaluation of its efficacy in growing maize*, Kenia: Departamento de Química, Universidad Keniata, 2020.
- [45] Abegunrin, T., G. Awe, D. Idowu, and M. Adejumobi, "Impact of wastewater irrigation on soil physico-chemical properties, growth and water use pattern of two indigenous vegetables in southwest Nigeria," *Catena*, vol.139, pp.167-178, 2016.
- [46] W. Yzarra, I. Trebejo, and V. Noriega, *Evaluación del efecto del clima en la producción y productividad del maíz amarillo duro en la costa central del Perú*, Lima: SENAMHI y UNALM, 2010.