

<https://doi.org/10.56469/rcti.vol20n26.712>

APROVECHAMIENTO DE ESTIÉRCOL VACUNO Y PASTO SECO EN LA VERMIESTABILIZACIÓN DE LODOS RESIDUALES DE LA PTAR (PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES) MAGOLLO

USE OF COW MANURE AND DRY GRASS IN THE VERMI- STABILIZATION OF RESIDUAL SLUDGE FROM WWTP (WASTEWATER TREATMENT PLANT) MAGOLLO

Keila Abigail Muñante Carrillo¹Danitza del Rosario Perca Machaca²Ronald Juli Nina³Jan Carlos Quispe Sucasaca⁴Gerson Elisban Alarcón Maquera⁵Leo Ulises Michael Tirado Rebaza⁶

Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann

Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental ^{1,2,3,4,5}Universidad Privada de Tacna, Maestría en Investigación Científica e Innovación ⁶

Recibido 23-8-22, aceptado 22-9-22

RESUMEN

El tratamiento de aguas residuales en la Planta de Tratamiento de Magollo genera considerables cantidades de lodos residuales, mismos que carecen de un tratamiento eficiente y una disposición final adecuada, significando una grave problemática ambiental para la región de Tacna, Perú. Ante esto, nace la importancia de buscar alternativas sostenibles y económicas que puedan hacerle frente. La vermiestabilización consiste en el uso de lombrices californianas (*Eisenia foetida*) para el tratamiento de lodos residuales coadyuvada por otros materiales orgánicos. El presente estudio tiene como objetivo aprovechar estiércol vacuno y pasto seco para vermiestabilizar los lodos residuales de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Magollo, Tacna - Perú. Se aplicó un diseño factorial multinivel 4 x 2 con tres repeticiones.

Se establecieron diversas cantidades de estiércol y de pasto, en tanto la cantidad de lodos residuales y de *E. foetida* se mantuvo constante en todos los tratamientos. Se analizó el pH y la conductividad eléctrica (CE) de los sustratos. Los resultados indicaron que a mayor cantidad de material orgánico, se obtuvo un incremento en el pH y conductividad eléctrica. Se determinó que el tratamiento 8 (1 kg de estiércol y 0,5 kg de pasto seco) tuvo un mayor índice de germinación al 5 % de extractos de lodo igual al 89,90 %, demostrando que la vermiestabilización es una técnica efectiva en el tratamiento de lodos residuales y la disminución en su toxicidad.

Palabras clave: Lombrices californianas, lodos residuales pH, conductividad eléctrica, índice de germinación.

ABSTRACT

The wastewater treatment at the Magollo Treatment Plant generates considerable amounts of residual sludge, which lack efficient treatment and adequate final disposal. In fact, this means a serious environmental problem for Tacna region, Peru. With all this in mind, there is the need of seeking sustainable and economic alternatives that can cope with it. Vermistabilization consists of using Californian earthworms (*Eisenia foetida*) for residual sludge treatment, aided by other organic materials. This paper aims at taking advantage of cattle manure and dry grass to vermistabilize the residual sludge from the Magollo Wastewater Treatment Plant, Tacna - Peru. This study applied a 4 x 2 multilevel factorial design with three repetitions, and established several amounts of manure and grass, while the amount of sewage sludge and *E. foetida* remained constant in all treatments. This study also involves an analysis on the pH and electrical conductivity (EC) of substrates. The results showed that the more amount of organic material, the more increase obtained in pH and electrical conductivity. It was determined that treatment 8 (1 kg of manure and 0.5 kg of dry grass) had a higher germination rate at 5% of mud extracts equal to 89.90%, showing that vermistabilization is an effective technique for residual sludge treatment and reduction in its toxicity.

Keywords:

California earthworms, sewage sludge pH, electrical conductivity, germination rate.

Introducción

El elevado crecimiento poblacional mundial ha traído consigo una mayor necesidad de uso del recurso hídrico (Marín y Vidal,

2021). Lamentablemente, toda actividad antropogénica es susceptible de contaminar el agua que se utiliza (Carhuas, 2019) y como resultado de ello, cada año genera una mayor cantidad de aguas residuales. En el marco de la política peruana de preservación de la calidad del agua, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) han tomado protagonismo pues se encargan de remover los contaminantes presentes en el agua con el fin de poder reutilizarla posteriormente en sectores como la agricultura (Pomalaza y Ramos, 2016) al lograr categorizarla como agua de categoría 3 según los Estándares de Calidad Ambiental del Agua (riego de vegetales y bebida de animales). No obstante, como resultado del tratamiento y limpieza de las aguas residuales, se generan biosólidos conocidos como lodos residuales, los cuales deben ser manejados adecuadamente para reducir riesgos ambientales asociados a su composición (Espinoza et al., 2015). Por este problema de saneamiento, algunas de las potencias mundiales han desarrollado tecnologías para su tratamiento como: la digestión anaerobia, el tratamiento químico, la incineración y la digestión aerobia (Oropeza, 2006); las cuales implican la minimización de metales pesados, la descontaminación de la materia orgánica y la eliminación de microorganismos patógenos, permitiendo la estabilización de los biosólidos (Huaman y Huaman, 2019). Pero una de las técnicas más destacadas para el tratamiento de lodos es la vermiestabilización o lombricultura, es decir, el uso de lombrices californianas (*Eisenia foetida*) enfocado a degradar la materia orgánica presente en un sustrato (Vasquez y Vargas, 2018). Los estudios han identificado a la vermiestabilización como una bioconversión económica y un método de utilización de lodos residuales de rápida evolución para producir recursos de valor agregado capaz de

generar vermicompost con baja fitotoxicidad, alta mejora de nutrientes, mayor valor del fertilizante y producción adicional de lombrices en un menor tiempo de procesamiento (Lara, 2010).

El crecimiento demográfico en la ciudad de Tacna ha sido bastante elevado, manifestándose una mayor demanda de servicios de agua y saneamiento. Para cubrir esta brecha, se construyó la PTAR Magollo, que además abastece a un total de 1,952 ha de cultivos temporales, perennes y forestales paisajísticos (Ministerio del Ambiente del Perú, 2009). Sin embargo, la generación de aguas residuales viene sobrepasando la capacidad para la que fue construida, por lo que no es posible que esta brinde un tratamiento eficiente (SUNASS, 2013). Es así que, actualmente, existe una mayor generación y acumulación de lodos residuales (More, 2015).

La presente investigación propone una alternativa de aprovechamiento de los lodos residuales provenientes de la PTAR Magollo a través de la técnica de vermiestabilización, empleando materiales orgánicos adicionales como estiércol vacuno y pasto seco.

El objetivo general de la presente investigación fue aprovechar estiércol vacuno y pasto seco para la vermiestabilización de lodos residuales de la PTAR Magollo. Por otro lado, los objetivos específicos fueron: caracterizar fisicoquímicamente los lodos residuales de la PTAR Magollo inicialmente; determinar el efecto de las cantidades de estiércol vacuno y pasto seco en el pH y CE de los sustratos tratados y; determinar el índice de germinación (IG) de la lechuga (*L. sativa*) empleando los sustratos tratados.

Materiales y método

Adquisición y selección de lombrices californianas

Las lombrices californianas (*Eisenia foetida*) se adquirieron de un vivero local ubicado en la Av. Collpa La Paz, ex Tarapacá. Cabe resaltar que únicamente se emplearon las lombrices adultas, caracterizadas por la presencia del clitelo (protuberancia en su cuerpo con forma de anillo) y con longitudes superiores a los 5 cm (Schuldt et al., 2005).

Recolección de estiércol vacuno y pasto seco

La recolección de estiércol vacuno se materializó en el establo local denominado “La Campanera”, ubicado en el kilómetro 24 de la Av. Panamericana en la Yarada, con ayuda de una pala y se almacenó en sacos para su posterior traslado siguiendo la metodología de Cairo y Hernández (2017). Asimismo, como se observa en la Figura 1, el pasto se recolectó de los alrededores del establo mencionado.



Figura 1. Recolección de *C. dactylon* seco

Recolección de lodos residuales

Los lodos residuales se recolectaron de la PTAR Magollo que se ubica a 13 km al sur de la ciudad de Tacna, en la zona límite de Magollo

y La Yarada y contigua a la carretera que se dirige a la playa Boca del Río (Cauna, 2020).

La PTAR Magollo cuenta con seis módulos de lagunas de estabilización, dos de ellas construidas en una primera fase, dos en segunda fase y dos en la tercera fase; cada módulo está compuesto por una laguna primaria y una laguna secundaria (Cauna, 2020). Para la presente investigación se recogieron los lodos residuales de la tercera laguna primaria del quinto módulo (Figura 2), escogiéndose 5 puntos de monitoreo (Figura 3). Esto debido a su fácil accesibilidad y a que las lagunas primarias poseen mayor toxicidad que las lagunas secundarias y se desea saber qué tanto es posible estabilizar a este residuo a partir de la vermiestabilización.



Figura 2. Muestreo de lodos residuales de la PTAR Magollo

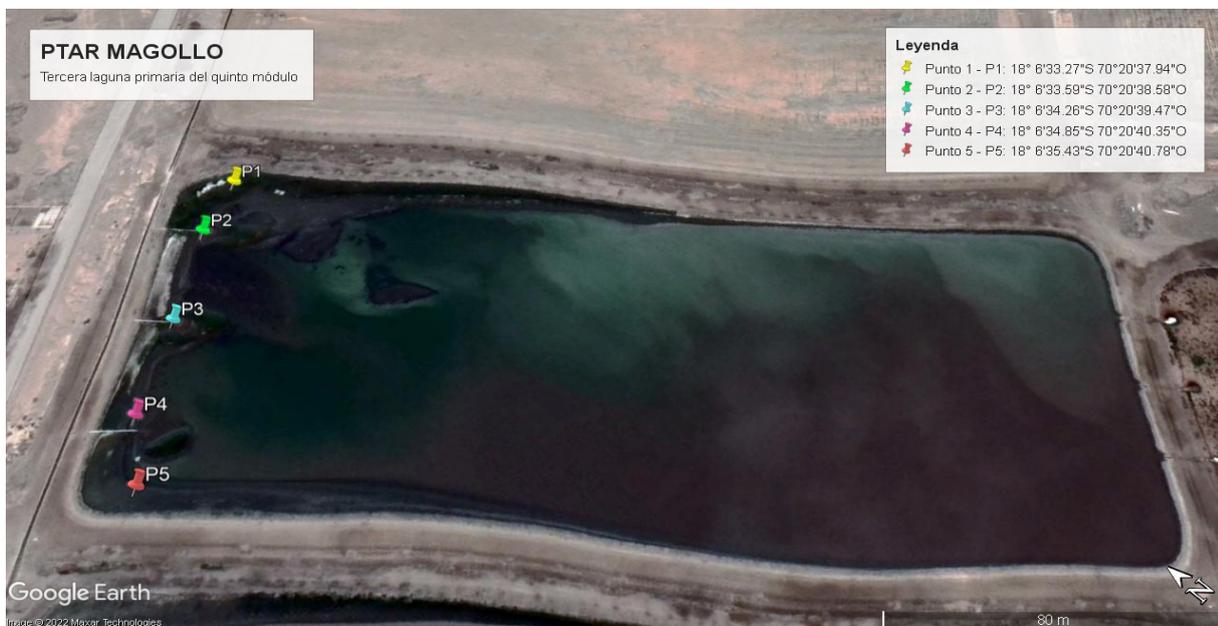


Figura 3. Puntos de monitoreo de lodos residuales. Fuente: Google Earth

Posteriormente, se analizaron los parámetros fisicoquímicos de olor, textura, humedad,

temperatura, pH y CE de los lodos residuales muestreados.

Acondicionamiento y proceso de vermiestabilización

tratamientos, tal y como se muestra en la Tabla 1.

Para la etapa experimental, se utilizaron cajas de madera (con dimensiones de 20 x 20 x 10) forradas con plástico en las que se mezclaron los lodos residuales, el pasto seco y el estiércol vacuno (Figura 4). Posteriormente, se adicionaron las lombrices californianas para iniciar el proceso de vermiestabilización. Se utilizó un diseño multinivel de 4 x 2 con tres repeticiones, resultando un total de 24 unidades experimentales. Se establecieron las distintas cantidades de estiércol vacuno y pasto seco. Los lodos residuales y la cantidad de *Eisenia foetida* se mantuvieron constante en todos los



Figura 4. Recipientes para experimentación

Tabla 1. Tratamientos experimentales

Tratamientos	Unidad	NIVELES			
		<i>Eisenia foetida</i>	Lodos residuales	Estiércol vacuno	Pasto seco
T1	kg	0,10	1,00	0,25	0,25
T2	kg	0,10	1,00	0,50	0,25
T3	kg	0,10	1,00	0,75	0,25
T4	kg	0,10	1,00	1,00	0,25
T5	kg	0,10	1,00	0,25	0,50
T6	kg	0,10	1,00	0,50	0,50
T7	kg	0,10	1,00	0,75	0,50
T8	kg	0,10	1,00	1,00	0,50

El proceso de vermiestabilización duró un total de 70 días (Cairo y Hernández, 2017). Los sustratos fueron regados cada 3 días para mantener un nivel de humedad adecuado para la reproducción de las lombrices californianas (Guaca y López, 2020). Se realizaron 16 orificios en los plásticos de cada una de las unidades experimentales para evitar estancamientos de agua, lo cual podría alterar los resultados. Una vez finalizado este periodo, se volvió a analizar el pH y CE de los sustratos.

Análisis del índice de germinación

A efectos de la investigación, el IG se determinó en dos casos:

* Prueba directa de toxicidad aguda en los sustratos tratados: Donde se extrajo muestras de 30 g de cada tratamiento y se evaluó la germinación de la semilla en cada muestra, al cabo de 10 días.

* Prueba de toxicidad aguda con extractos de los sustratos: Donde se realizaron diluciones de las muestras de cada tratamiento al 5 %, 10 %, 25 % y 50 % en porcentaje de peso sobre volumen (% p/v) en placas Petri y posteriormente se evaluó la germinación tras el riego de las semillas empleando estas mezclas, tras el paso de 10 días.

Se contabilizó el número de semillas germinadas y se midió la longitud promedio de la radícula frente a cada tratamiento como se observa en la Figura 5. Se contó con una unidad de control siguiendo la metodología propuesta por Varnero et al., (2007). Se escogieron semillas de lechuga (*L. sativa*) para esta prueba debido a su potencial para predecir efectos fitotóxicos de compuestos puros o de mezclas compuestas (Bagur et al., 2011). Se utilizó la siguiente ecuación:

Donde:

IG = Índice de germinación.

G1 = Número de semillas que germinaron en el tratamiento.

LR1 = Longitud promedio de radícula en el tratamiento.

G2 = Número de semillas germinadas en control.

LR2 = Longitud promedio de radícula de control.

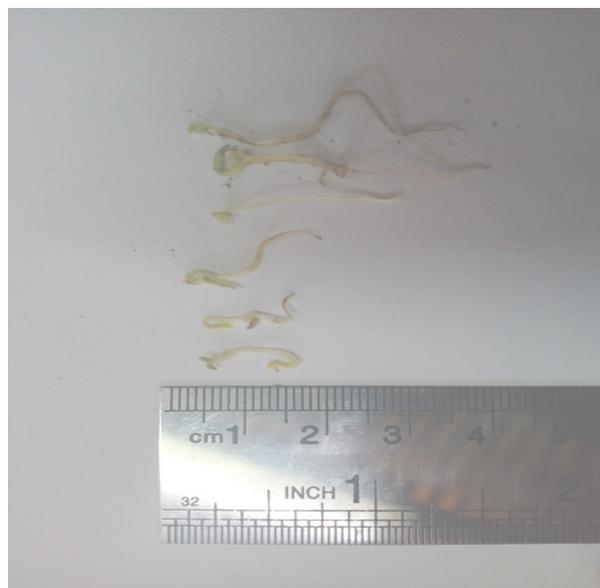


Figura 5. Análisis del índice de germinación de *L. sativa*

Resultados y discusión

Caracterización fisicoquímica de los lodos residuales de la PTAR Magollo

En la Tabla 2 se muestran las características fisicoquímicas de las muestras de lodos residuales por cada punto de monitoreo, donde se puede destacar que, en todos los puntos, el olor y textura fue similar teniendo un aroma

desagradable y presentando una textura arcillosa arenosa.

En cuanto a la humedad, temperatura, pH y CE, se encontró diferencias significativas en relación a cada punto de muestreo a un nivel del 95% de confianza, resaltando que en el P3 se evidenció una mayor humedad (87,94 %), pudiendo estar principalmente relacionado a su ubicación cercana a la entrada del efluente.

Con respecto a la temperatura, los puntos de monitoreo de lodos residuales variaron desde 21,37 a 22,63 °C, lo cual podría deberse a la tendencia al equilibrio térmico por el contacto con las aguas residuales

Por otro lado, el pH de P1 y P5 tuvieron valores más altos (6,35 y 6,36, respectivamente),

mientras que el P3 mostró el pH más bajo (5,6), pudiendo estar relacionado a la calidad de las aguas residuales entrantes, su tratamiento y a los procesos químicos y biológicos que tendrían lugar en la laguna de estabilización como las reacciones de óxido-reducción (Gogoi et al., 2015) y la producción del hidrógeno por las bacterias anaerobias (Constanza et al., 2015), las cuales podrían estar influyendo en la acidez que presentan los lodos residuales.

Del mismo modo el P3 presentó el valor más alto de CE (883 µs/cm), evidenciando así la alta presencia de sales disueltas en la composición de los lodos residuales (Cardoso, 2002).

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos de los lodos residuales de la PTAR Magollo

PARÁMETROS	PUNTOS DE MONITOREO DE LODOS RESIDUALES				
	P1	P2	P3	P4	P5
Olor	Levemente desagradable	Desagradable	Muy desagradable	Desagradable	Levemente desagradable
Textura	Arcilloso arenoso	Arcilloso arenoso	Arcilloso arenoso	Arcilloso arenoso	Arcilloso arenoso
Humedad (%)	81,18 ^c	85,29 ^b	87,94 ^a	86,56 ^{ab}	84,16 ^b
Temperatura (°C)	21,67 ^c	22,20 ^{ab}	21,77 ^{bc}	22,63 ^a	21,37 ^c
pH	6,35 ^a	5,93 ^c	5,60 ^d	6,07 ^b	6,36 ^a
Conductividad eléctrica (uS/cm)	871,33 ^b	876,93 ^{ab}	883,07 ^a	876,67 ^{ab}	873,33 ^b

* Medias con una letra común no son significativamente diferentes según la prueba de contraste múltiple de Tukey (p<0,05)

Determinación del efecto de las cantidades de estiércol vacuno y pasto seco en el pH y la conductividad eléctrica de los sustratos tratados

En la Tabla 3 se muestra el análisis de varianza del pH de los sustratos vermiestabilizados en los que se establecieron distintas cantidades de estiércol vacuno y pasto seco, con la finalidad de determinar si estas variables tuvieron algún efecto.

Tabla 3. Análisis de varianza del pH de los sustratos de experimentación

FV	SC	GL	CM	Fc	P-valor
A: Estiércol	2,8675	1	2,8675	641,13	0,0000
B: Pasto seco	0,5922	1	0,5922	132,41	0,0000
AA	0,0234	1	0,0234	5,24	0,0351
AB	0,0686	1	0,0686	15,35	0,0011
Bloques	0,0008	2	0,0004	0,10	0,9090
Error total	0,0760	17	0,0044		
Total	3,6287	23			

CV = 4,18 %

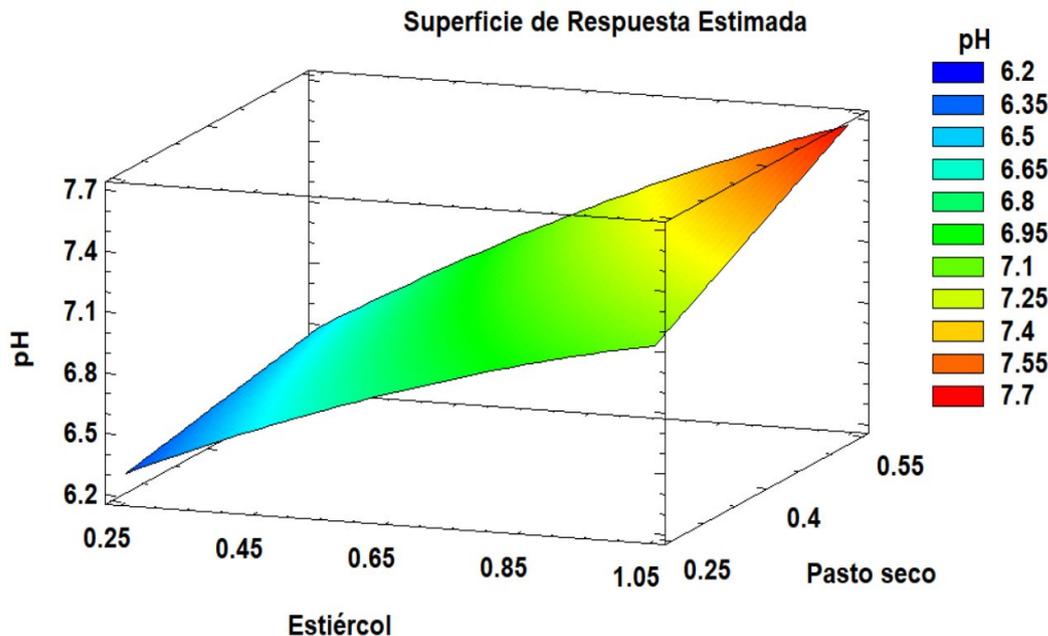


Figura 6. Superficie de respuesta estimada del pH de los sustratos de experimentación

En la Figura 6 se observa un ascenso del pH a medida del incremento del material orgánico adicionado, es decir, a mayor cantidad de estiércol y pasto seco, mayor fue el aumento del pH de los sustratos, llegando así hasta la neutralidad y siguió elevándose hasta un valor de 7,5. Estos resultados se asemejan a los reportados por Lugo et al. (2017), quienes tras un proceso de vermiestabilización de lodos residuales mezclados con estiércol por 60 días, obtuvieron un pH de 7,5.

Cabe señalar que, las variaciones de pH hacia la alcalinidad en los tratamientos podrían deberse a procesos de mineralización (Rodríguez, 2018), así como a la producción de CO₂ durante el metabolismo microbiano y el efecto de las lombrices californianas durante la vermiestabilización (Cardoso, 2002), teniendo relación con los incrementos en el contenido de nitrógeno mineral de los sustratos (Silva

et al., 2019) y el fósforo total (Suleiman et al. 2017). Según Pramanik et al. (2007), las lombrices secretan calcio intestinal y amonio durante el proceso que permite mantener el pH neutro a través de la neutralización de los grupos carboxílicos y fenólicos de los ácidos húmicos.

De acuerdo a la superficie de respuesta que se observa en la Figura 6, se puede afirmar que a partir de la adición de 0,689 kg de estiércol vacuno, 0,380 kg de pasto seco, 1 kg de lodos residuales y la acción de 0,1 kg de *Eisenia foetida* adulta durante 70 días, se puede obtener un pH de 7, el cual resulta óptimo.

En la Tabla 4 se muestra el análisis de varianza de la CE de los sustratos vermiestabilizados en los que se varió la cantidad de estiércol vacuno y pasto seco, con la finalidad de determinar si estas variables tuvieron algún efecto.

Tabla 4. Análisis de varianza de conductividad eléctrica de los sustratos de experimentación

FV	SC	GL	CM	Fc	P-valor
A: Estiércol	2125,21	1	2125,21	66,33	0,0000
B: Pasto seco	119427,	1	119427	3727,58	0,0000
AA	35,0417	1	35,0417	1,09	0,3103
AB	73062,7	1	73062,7	2280,45	0,0000
Bloques	921,333	2	460,667	14,38	0,0002
Error total	544,658	17	32,0387		
Total	196116	23			

CV = 6,42 %

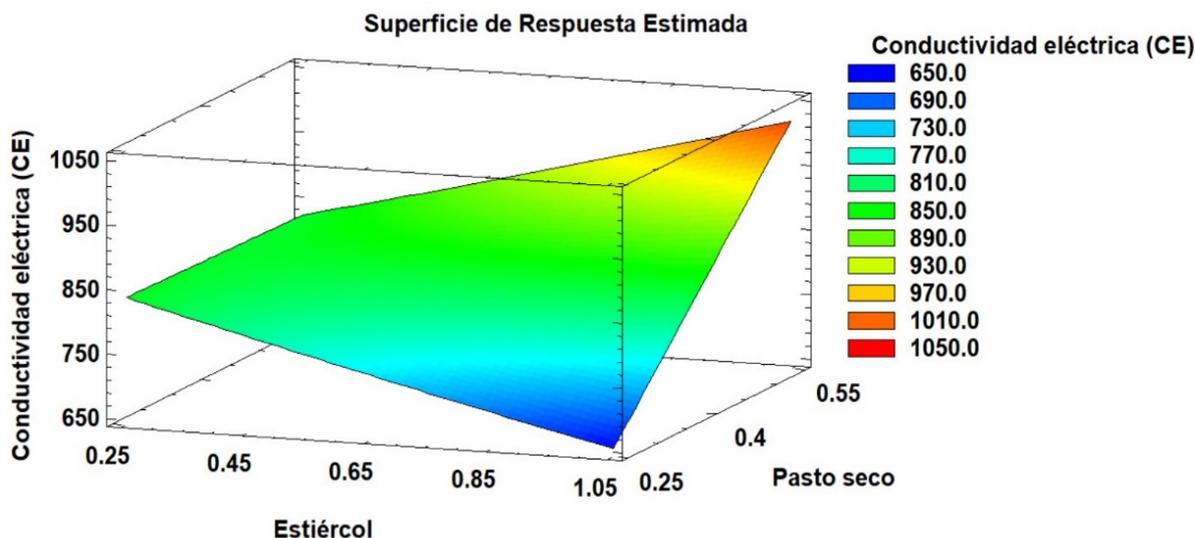


Figura 7. Superficie de respuesta estimada de la conductividad eléctrica de los sustratos de experimentación

El cambio de la CE presentó una tendencia de aumento y disminución como se puede observar en la Figura 7; en un mayor nivel de estiércol y pasto seco se presentó un aumento de hasta el 9,5 % en la CE, pero a un menor nivel de pasto seco (manteniendo el nivel de estiércol) se obtuvo una disminución del 26,2 % de la CE.

Estos resultados podrían deberse a la pérdida de materia orgánica durante la ingestión y excreción por las lombrices californianas (Reyes et al., 2020), así como a la liberación de diferentes sales minerales en formas disponibles, como sales de fosfato (PO_4^{3-}), amonio (NH_4^+) y potasio (K) durante el proceso de vermiestabilización (Trejos y Agudelo, 2012). El aumento de la CE se relaciona directamente a la descomposición de mayores proporciones de materia orgánica (Droppelmann et al., 2009), coadyuvada también por la acción de los microorganismos (Alvarez, 2010).

Por otro lado, Yilmaz y Nuri (2019) demostraron el tiempo favorece el incremento de la CE en lodos residuales que hayan pasado por un proceso de vermiestabilización, lo cual se recomienda corroborar en futuras investigaciones.

De acuerdo a la superficie de respuesta que se observa en la Figura 7, se puede afirmar que a partir de la adición de 0,685 kg de estiércol vacuno, 0,353 kg de pasto seco, 1 kg de lodos residuales y 0,1 kg de *Eisenia foetida* adultas, se puede obtener un valor óptimo de CE de 800 uS/cm.

Determinación del índice de germinación de *L. sativa* empleando los sustratos tratados

Índice de terminación de la prueba directa de toxicidad aguda de los sustratos tratados

En la Tabla 5 se muestra el análisis de varianza del IG de la prueba directa de toxicidad aguda de los sustratos vermiestabilizados, la cual reporta que los factores principales (A:

Estiércol, B: Pasto seco) y sus interacción (AB), presentan una elevada diferencia significativa entre los residuos a un 95 % de confianza con

un coeficiente de variabilidad de 5,1 %, lo que refleja una notable respuesta de germinación de las semillas de lechuga en el lodo tratado.

Tabla 5. Análisis de la varianza del índice de germinación de la prueba directa de toxicidad aguda de los sustratos tratados

FV	SC	GL	CM	Fc	P-valor
A: Estiércol	7336,72	1	7336,72	466,70	0,0000
B: Pasto seco	3091,74	1	3091,74	196,67	0,0000
AA	637,158	1	637,158	40,53	0,0000
AB	263,915	1	263,915	16,79	0,0008
Bloques	11,8567	2	5,92833	0,38	0,6914
Error total	267,245	17	15,7203		
Total	11608,6	23			

CV = 5,1 %

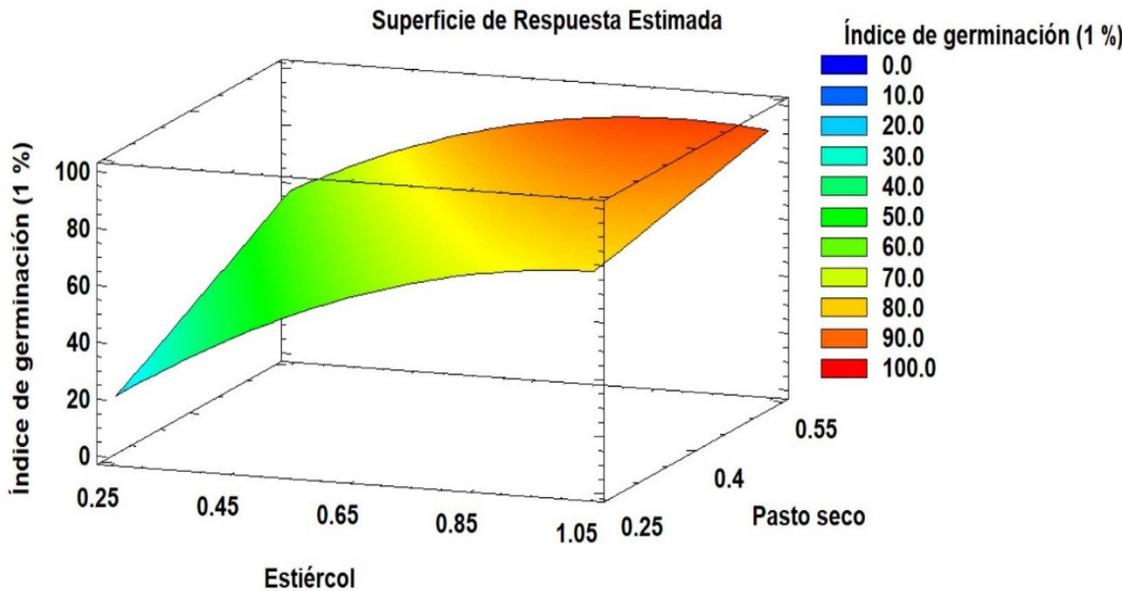


Figura 8. Superficie de respuesta estimada del índice de germinación de la prueba directa de toxicidad aguda de los sustratos tratados

En la Figura 8 se puede observar que a mayor cantidad de estiércol y pasto seco se tuvo un mayor porcentaje de IG, comprobando así que el ligero aumento de CE que se presentó en los resultados fue debido a la mayor incorporación de materia orgánica y su descomposición durante el proceso, pero este leve aumento no afectó en el IG, sino al contrario se obtuvieron mejores resultados.

De la misma manera, de acuerdo a los resultados obtenidos, a partir de la adición de 0,685 kg de estiércol y 0,353 kg de pasto seco se obtiene un IG del 84,72 % que, según la escala IG de Zucconi et al. (1981), los valores de IG mayores del 80 % indican que no hay

sustancias fitotóxicas o están en muy baja concentración (Rodríguez, 2018).

Índice de germinación de la prueba de toxicidad aguda con extractos de los sustratos tratados

Esta tendencia también se reflejó en la prueba de toxicidad aguda con extractos del lodo, donde en la Figura 9 se puede observar que a una concentración del extracto entre el 5 % y 10 %, los tratamientos con mayor adición de sustratos presentaron mejores respuestas, teniendo valores mayores al 80 % y a extractos con concentración elevadas del 25 % al 50 %, a pesar de la saturación se obtuvieron notables respuestas de germinación.

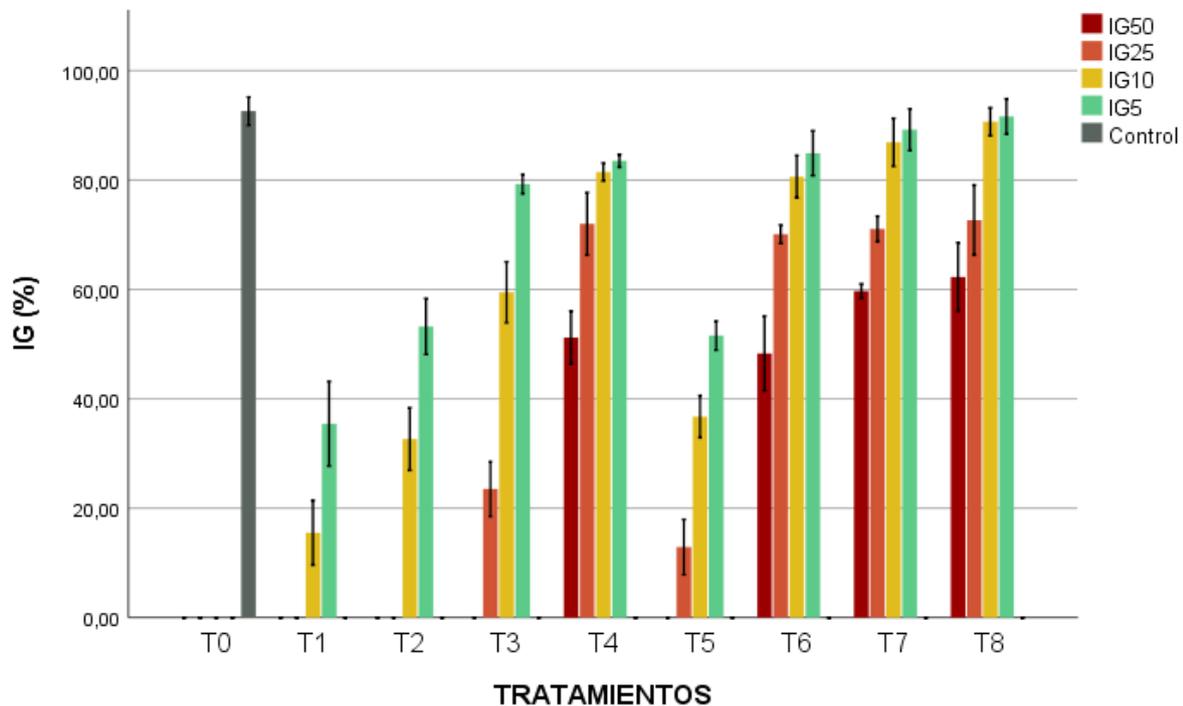


Figura 9. Índice de germinación de la prueba de toxicidad aguda con extractos del lodo después del proceso de vermiestabilización

Cabe mencionar que el IG depende también de parámetros como el pH y la CE. En los trabajos realizados por Trejos y Agudelo (2012) y Florez (2020) se observaron mejores resultados del tratamiento de estabilización del lodo cuando este presentaba un pH neutro (7) y una conductividad baja (237 uS/cm), debido a que estas condiciones favorecían el crecimiento y actividad bacteriana.

En un estudio similar, Wu et al. (2018) realizaron pruebas de toxicidad por sembrado de maíces en sustratos de lodos residuales vermiestabilizados a 1 cm de profundidad, obteniendo resultados que variaron por encima del 70 % hasta un 95 % de germinaciones exitosas. Por otro lado, Yilmaz y Nuri (2019) lograron germinaciones del 100 % para pruebas de índice de germinación al 25 % y 50 % de extractos de lodo, usando semillas de berro. En la presente investigación, se empleó a la lechuga como planta experimental para el índice de toxicidad y la probable tendencia hacia la acidificación en ciertos tratamientos pudo haber sido uno de los factores que incidió en el descenso de sus niveles de germinación (Rink, 1992).

Según datos teóricos de una estimación de la generación de lodos al 2021 en función al incremento en el tratamiento de aguas residuales en la PTAR Magollo sería de 2 331,32 toneladas de lodos residuales, representando así un alto potencial de riesgo a la salud y al ambiente, por lo que calculando costos del tratamiento a partir de un aproximado de la estimación óptima (Tabla 6), se tendría que por cada kilo de lodos residuales tratados se invertiría un total de S/. 5,21 en solo insumos del tratamiento, y este precio estaría en función inicial a la inversión de las lombrices que luego se multiplicarían y podría disminuir los costos futuramente mediante la cosecha y uso sostenible.

Tabla 6. Costos de tratamiento para 1 kg de lodo en (Soles)

Ítem	Cantidad (kg)	Costo (S/.)
Estiércol	0,700	0,21
Pasto seco	0,380	0,00
Lombrices californianas	0,100	5,00
TOTAL		5,21

De tal modo, la vermiestabilización de lodos residuales no solo es viable económicamente sino ambientalmente ya que tras su estabilización, los lodos se convierten en biosólidos que pueden ser utilizados de manera segura en la agricultura (Albornoz y Ortega, 2017).

CONCLUSIONES

Se determinó que el proceso de vermiestabilización sería un tratamiento efectivo y con baja implicancia económica para tratar los lodos residuales provenientes de la PTAR Magollo, logrando estabilizar sus características fisicoquímicas como el olor, la textura, el pH y CE. Además, mediante la prueba de germinación, se concluyó que dependiendo de la adición de los materiales orgánicos (estiércol y pasto seco) se neutraliza la toxicidad presente de la mezcla, obteniendo así un subproducto (biosólido) con una concentración muy baja o casi nula de sustancias fitotóxicas que afecten la germinación y crecimiento radicular de las plantas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Albornoz, A. y Ortega, E. (2017). Evaluación de la eficiencia de la lombriz roja californiana *E. foetida* para estabilización de lodos residuales de la PTAR Salitre. (Tesis para optar el Título

Profesional), Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia.

Alvarez, J. (2010). Manual de compostaje para agricultura ecológica. Consejería de Agricultura y Pesca Junta de Andalucía. Andalucía, España.

Bagur, M., Estepa, C., Martín, F. y Morales, S. (2011). Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *Journal of Soils and Sediments*. 11, 281-289.

Cairo, P., y Hernández, U. (2017). Efecto del estiércol en el suelo y en el cultivo de la soya. *Pastos y Forrajes*, 40(1), 37-42.

Cardoso, L. (2002). Sistema de vermiestabilización para plantas de tratamiento municipal. XVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México.

Carhuas, R. (2019). Evaluación de la contaminación físico-química y microbiológica de las aguas superficiales del río San Juan afectadas por la empresa minera El Brocal S.A. - 2019. (Tesis para otra el Título Profesional), Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión, Cerro de Pasco, Perú.

Cauna, C. (2020). Sistema de tratamiento de aguas residuales del sector Arunta para reúso de áreas verdes del Distrito de Tacna. (Universidad de San Agustín de Arequipa), Arequipa, Perú.

Constanza, L., Antolinez, D., Bohórquez, J. y Corredor, A. (2015). Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. *Nova*, 13(24), 55-81.

Droppelmann, C., Gaete, C. y Miranda, P. (2009). Remoción mediante vermicomposteo

de los coliformes fecales presentes en lodos biológico. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquía*, 49, 124-128.

Espinoza, M., Esteller, M., Solis, L., Jimenez, A., y Ramirez, A. (2015). Nuevas direcciones en vermiestabilización de lodos residuales. *Avances en Ciencias del Agua*, 2, 117-136.

Florez, E. (2020). El vermicompost, una alternativa para la recuperación de suelos. (Tesis de Especialización), Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, Colombia.

Gogoi, A., Biswas, S., Bora, J., Sundar, S., Sundar, S. y Kumar, M. (2015). Effect of vermicomposting on copper and zinc removal in activated sludge with special emphasis on temporal variation. *Ecology & Hydrobiology*. 15 (2), 101-107.

Guaca, N. y López, M. (2020). Selección de tecnologías LPWAN para la implementación de un sistema IoT aplicado a la lombricultura. *Memorias*.

Huaman, J., y Huaman, H. (2019). Analisis y tratamiento de lodos residuales generados en la planta de aguas residuales de Cajabamba para la obtención de compost y ladrillos combustibles. (Tesis para optar el Título Profesional), Universidad Nacional de Cajamarca, Cajamarca, Perú.

Lara, A. (2010). Vermiestabilización de biosólidos generados en una planta de tratamiento de aguas residuales de la industria de lácteos. (Tesis para optar el Título Profesional). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

Lugo, J., Del Águila, P., Vaca, R., Casas, I., y Yáñez, G. (2017). Abono orgánico elaborado con lodo residual y estiércol equino a través de vermicomposteo: Una propuesta como

mejorador de suelos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(3), 476–484.

Marín, J. y Vidal, M. (2021). Crisis del agua ante la contingencia ambiental por la COVID-19. Celis, M. y Mijares, M. (Ed.), *El SARS-COV-19 y su impacto política, social y ambiental. Reflexiones Panorámicas*. (82-87). Universidad Veracruzana.

Ministerio del Ambiente del Perú. (2009). *Manual de Municipios Ecoeficientes*.

More, J. (2015). Determinación del potencial agrícola de lodos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales de Copare y Magollo, Tacna. (Tesis de Maestría), Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú.

Oropeza, N. (2006). Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos Conciencia*, (1), 51-58.

Pomalaza, J., y Ramos, J. (2016). Vermiestabilización de lodos activados para la obtención de Compost y su efecto en el índice de calidad de plántulas de *Pinus Radiata* D. DON. – San Pedro de Saño. (Tesis para optar el Título Profesional). Universidad Nacional del Centro del Perú. Huancayo, Perú.

Pramanik, P., Ghosh, G., Ghosal, P. y Banik, P. (2007). Changes in organic-C, N, P and K and enzyme activities in vermicompost of biodegradable organic wastes under liming and microbial inoculants. *Bioresource technology*, 98(13), 2485-2494.

Reyes, D., Mora, M., Lugo, J. y Del Águila, P. (2020). Estabilización por vermicomposteo de lodos residuales aplicados en la productividad de albahaca (*Ocimum basilicum* L.). *CamBioTec*, 9(2), 204–235.

Rynk, R. (1992). *On-farm composting handbook*. NRAES-54 Natural Resource Agriculture and Engineering Service, Nueva York, Estados Unidos.

Rodríguez, G. (2018). Efecto del humus de lombriz en la remediación de suelos contaminado con crudo de petróleo en Ucayali, Perú. (Tesis para optar el Título Profesional), Universidad Nacional de Ucayali, Ucayali, Perú.

Schuldt, M., Rumi, A. y Gutiérrez Gregoric, D. (2005). Determinación de “edades” (clases) en poblaciones de *Eisenia fetida* (Annelida: Lumbricidae) y sus implicancias reprobriológicas. *Revista del Museo de La Plata. Sección Zoología*, 17(170), 1-10.

Silva, D., Pulido, M., Zuria, I., Tessaro, S., y Rojas, G. (2019). Vermicompostaje como alternativa para la valorización de lodos deshidratados de la planta de tratamiento de lixiviados Felipe Cardoso. *Acta Universitaria*, 28(4), 31–41.

Suleiman, H., Rorat, A., Grobelak, A., Grosser, A., Milczarek, M., Płytycz, B., Kacprzak, M. y Vandenbulcke, F. (2017). Determination of the performance of vermicomposting process applied to sewage sludge by monitoring of the compost quality and immune responses in three earthworm species: *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei* and *Dendrobaena veneta*. *Bioresource Technology*, 241, 103–112.

Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento del Perú [SUNASS]. (2013). *Estudio Tarifario. Determinación de la fórmula tarifaria, estructura tarifaria y metas de gestión aplicable a la Entidad Prestadora de Servicios de Saneamiento Tacna Sociedad Anónima*.

Trejos, M. y Agudelo, N. (2012). Propuesta para el aprovechamiento de lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la empresa “Comestibles la Rosa” como alternativa para la generación de biosólidos. (Tesis para optar el Título Profesional), Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia.

Vasquez, J., y Vargas, G. (2018). Aprovechamiento de lodos provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de Funza, como insumo de cultivo y mejoramiento del suelo. (Tesis para optar el Título Profesional), Universidad Católica de Colombia, Bogotá, Colombia.

Varnero, M., Rojas, C., y Orellana, R. (2007). Índices de Fitotoxicidad de residuos orgánicos durante el copostaje. *Revista Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 7(1), 28-37.

Wu, D., Yu, X., Chu, S., Jacobs, D. F., Wei, X., Wang, C., Long, C., Chen, X. y Zeng, S. (2018). Alleviation of heavy metal phytotoxicity in sewage sludge by vermicomposting with additive urban plant litter. *Science of the Total Environment*, 633, 71–80.

Yilmaz, R. y Nuri, O. (2019). Co-vermicomposting of Wastewater Treatment Plant Sludge and Yard Waste: Investigation of Operation Parameters. *Waste and Biomass Valorization*, 11(11), 6211–6222.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M. y De Bertoldi, M. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*. 22, 54-57.