

EVALUACIÓN DE UN VERMIFILTRO PILOTO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

EVALUATION OF A PILOT VERMIFILTER FOR THE TREATMENT OF WASTEWATER

Lina Cardoso-Vigueros¹; Esperanza Ramírez-Camperos; Marco Garzón-Zúñiga

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnahuac Número 8532, Col. Progreso, Jiutepec, Morelos, MÉXICO. C. P. 62550. Correo-e: lina_cardoso@tlaloc.imta.mx (*Autor para correspondencia).

RESUMEN

Los tratamientos convencionales del agua residual representan un alto costo de inversión y operación en sitios donde la instalación de drenaje no es viable. Una alternativa tecnológica es el tratamiento *in situ*, como la vermifiltración. Los objetivos de este trabajo fueron diseñar e instalar un vermifiltro piloto (VP) para el tratamiento del agua y evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes por vermifiltración. El VP se empacó con un material orgánico filtrante, la vermicomposta y un material inorgánico filtrante, el tezontle. Sobre la vermicomposta se colocó una capa de residuos orgánicos sólidos (ROS), conformados por una mezcla de lodo residual y residuos de comida (hortalizas y fruta), en esta capa se inocularon lombrices de tierra del género *Eisenia* sp. El VP se alimentó con agua de servicios sanitarios mediante flujo continuo. El estudio se dividió en tres etapas, con tres tasas de filtración (TF) y tres cargas orgánicas superficiales (COS). Se evaluaron el influente y efluente con métodos convencionales de calidad del agua. Las mayores remociones de materia orgánica y sólidos (92 % DQO, 99 % DBO, 97 % SST) correspondieron a la Etapa 1, que tuvo una TF de $0.180 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y COS de $108 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; también obtuvo la mayor remoción de N-amoniaco (98 %) y la mayor remoción en la concentración de coliformes fecales ($18.5 \times 10^3 \text{ NMP} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ a $< 3 \text{ NMP} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$). El VP fue eficiente en la remoción de contaminantes, se hicieron remociones significativas de nitrógeno amoniacal y procesos de desnitrificación pero no fue una constante. Es necesario continuar el estudio para lograr optimizar los procesos de desnitrificación, aunque el efluente se puede reusar para riego agrícola o de áreas verdes. Los materiales filtrantes en conjunto y su disposición dentro del VP lograron remociones óptimas.

PALABRAS CLAVE: Vermifiltración, materiales filtrantes, tezontle, lombrices de tierra.

ABSTRACT

Conventional wastewater treatments have high cost for human populations where the construction of sewage drainage is not possible. The vermifiltration is a low-cost, on-site and sustainable technology to solve this problem. The proposals of this study were to design and to install a pilot vermifilter (PV) and to evaluate the efficiency of removal of contaminants by vermifiltration. The PV was packed with organic filter media (vermicompost) and inorganic filter media (Tezontle). On the vermicompost were inoculated earthworms of the genus of *Eisenia*, sp. With the purpose to feed the worms with fresh solids wastes, it was placed a thin layer with sewage sludge and food wastes, (fruits and vegetables). The PV was fed with continuous flow of sanitary sewage water. The study was divided in three steps, with three rate of filtration and three surface organic loading rates. The influent and effluent were evaluated with conventional methods of water quality. Step 1, which was characterized by a rate of filtration $0.180 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ and surface organic loading of $108 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, obtained greater removal of organic matter and suspended solids (92 % COD, 99 % BOD, 97 % TSS), also was efficient in the removal of ammonia (98 %) and in this step the PV obtained a greater removal of fecal coliforms ($18.5 \times 10^3 \text{ MPN} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ to $< 3 \text{ MPN} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$). The vermifilter was efficient in the removal of pollutants, and it obtained a significant removal of ammonia. In PV was obtained denitrification, but there was not a continuous process. It is necessary to follow the study to optimize the processes of denitrification, although the effluent can be reuse for agricultural or green areas irrigation. The two filter media proposed (vermicompost and Tezontle) were optimal to removal organic matter (COD and BOD), solids (SST) and ammonia.

KEYWORDS. Vermifiltration, filter media, earthworms.



doi: 10.5154/r.inagbi.2013.10.003

INTRODUCCIÓN

La vermifiltración se usa para el tratamiento de descargas en pequeñas comunidades o como tratamiento en casas habitación, (tratamientos *in situ*). Los vermifiltros son estructuras económicas, se pueden construir en ladrillo u hormigón armado por lo que es una tecnología de bajo costo y sustentable. También se aplica para el tratamiento de efluentes agroindustriales (granjas porcícolas, vitivinícolas, lecherías, etc.). Es un sistema de percolación con medio filtrante (MF) que contiene lombrices y microorganismos. Las lombrices tienen un papel como aeradores, a su paso a través del MF excavan galerías por las que puede circular el oxígeno, provocándose un florecimiento microbiano, que en simbiosis con las lombrices permite la degradación de la materia orgánica (MO). El otro papel de las lombrices es la de actuar como pequeños biodigestores, ya que al consumir los sólidos retenidos en el MF, estos pasan a través de su tracto digestivo donde se llevan a cabo reacciones fisicoquímicas gracias a la acción de enzimas, ácidos digestivos y microorganismos. En el MF se llevan a cabo acciones físicas de sedimentación y retención de MO por absorción y adsorción, creándose una biopelícula. El MF puede ser removido del vermifiltro y usado como sustrato en jardines o agricultura ya que está estabilizado y contiene nutrientes. Los microorganismos patógenos son removidos porque son consumidos por las lombrices que son micrófagas, por competencia y depredación de otros microorganismos. Los objetivos de este trabajo fueron diseñar e instalar un vermifiltro piloto (VP) para el tratamiento del agua y evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes por vermifiltración.

La propuesta del vermifiltro piloto se comparó con los siguientes estudios. Koehler, (2005), describe un sistema de tratamiento de aguas residuales en humus de lombriz que incluye un tanque de almacenamiento para recibir y procesar las aguas negras, un tanque de tratamiento para asegurar un pH óptimo, porcentaje de sólidos y conductividad eléctrica del agua residual conectado al tanque de almacenamiento por un medio de sistema de tuberías, un depósito para calentar o enfriar el agua residual según sea necesario conectado al tanque de tratamiento por un segundo sistema de tuberías, un aparato de distribución del agua hacia un entorno vermicular. Este medio vermicular, a través de la digestión de materia sólida por parte de las lombrices de tierra, genera un abono útil para su aplicación en horticultura y jardinería. Sin embargo, este sistema tiene la desventaja de presentar varias etapas previas al tratamiento con el propósito de acondicionar el agua, como son las etapas de cribado, triturado y calentamiento o enfriamiento del agua residual. También se tiene eventualmente que aplicar un residuo que consiste en una mezcla de sólidos y líquidos que es inoculado al sistema para mantener el sistema bacteriano, lo cual resulta en un proceso que no es autosuficiente. Por otro lado, Shankar *et al.* (2005), describen también un método para tratar aguas residuales mediante el uso de la lombriz *Pheretima elongata*. Dicho método consiste en hacer pasar agua residual

sobre un reactor que contiene una estratificación de lombrices y diversas capas de arena de río y piedras como soporte. Este método también establece la producción de un caldo de cultivo bacteriano proveniente de materia sólida añadida al reactor, tal como excremento: dicho reactor cuenta con la desventaja de que las bacterias no forman una biopelícula estable, eventualmente se tienen que volver a incorporar al sistema. Villagra (2009), describe un reactor que recibe el líquido contaminado y lleva a cabo la filtración a través de una capa de lombrices. El líquido así filtrado, pasa a una segunda capa compuesta por material celulósico, tal como alfalfa, lo que permite la adhesión de bacterias a dicho material. El sistema está soportado por una capa de material inerte. Si bien este sistema es muy útil para el tratamiento de aguas residuales, cuenta con la desventaja de que la instalación y mantenimiento de la capa de material celulósico es perecedero y sumamente complicado. Es necesario el desarrollo de nuevos sistemas de vermifiltración que permitan llevar a cabo la digestión conjunta de residuos orgánicos sólidos (ROS) por parte de las lombrices y la transformación de materia orgánica sólida y nutrientes presentes en el agua residual. En este sentido, el presente estudio propone llevar a cabo el diseño e instalación de un vermifiltro piloto (VP) para el tratamiento del agua residual y evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes por vermifiltración.

MATERIALES Y MÉTODOS

En primer lugar se inició el estudio seleccionando los criterios de diseño, los cuales fueron la carga hidráulica o tasa de filtración (TF); la carga orgánica superficial (COS); selección y estratificación de los materiales filtrantes (MF), altura o espesor del MF; granulometría de los MF y el tiempo de retención hidráulico (TRH).

Para la TF se adoptó el criterio descrito en Sinha, *et al.* (2008), quienes mencionan que la carga hidráulica del vermifiltro se puede calcular con la siguiente ecuación: $TF = V/A \times t$. Donde: TF = tasa de filtración ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$); V = volumen del agua residual (flujo volumétrico de agua residual, m^3); A = área del vermifiltro en m^2 ; t = tiempo que toma el agua residual en fluir en el perfil del suelo (día). Estos autores mencionan que altas tasas de filtración reducen el tiempo de retención hidráulica TRH y pueden reducir la eficiencia del tratamiento.

La COS con la que se alimentó el VP se consideró importante porque representó una fuente de alimento para los microorganismos de los que se alimentaron las lombrices. Singh y Dwivedi (2005), definen la carga orgánica como la cantidad de orgánicos secos aplicados por unidad de área del vermifiltro por día ($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$). La COS se relacionaba con la capacidad de adsorción del medio filtrante, de la biomasa de microorganismos y de las lombrices. La COS se determinó de la siguiente manera: $COS = TF \times \text{concentración de materia orgánica (DQO)}$. Donde: COS = carga orgánica superficial ($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$); TF = tasa de filtración; y DQO = demanda química de

oxígeno, que representa el total de materia orgánica que se encuentra en el agua residual en el influente. De acuerdo a Singh y Dwivedi (2005), la TF depende de los espacios intersticiales de los MF que facilitan el paso del agua, es un factor que controla el área del vermifiltro. Los vermifiltros se usan para una gran variedad de residuos orgánicos que pueden usarse como MF, la condición es que permitan el paso del oxígeno natural. Para estos autores una TF de alrededor de $0.480 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ es satisfactoria. Garzón *et al.* (2007), utilizaron en un biofiltro de cama orgánica, una tasa de filtración de $0.065 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$, sin embargo fueron disminuyendo hasta llegar a una tasa de $0.035 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$, debido a un taponamiento del MF. Por otra parte, la carga orgánica superficial con la que se alimentó a los reactores se considera importante porque representa una fuente de alimento para los microorganismos y lombrices.

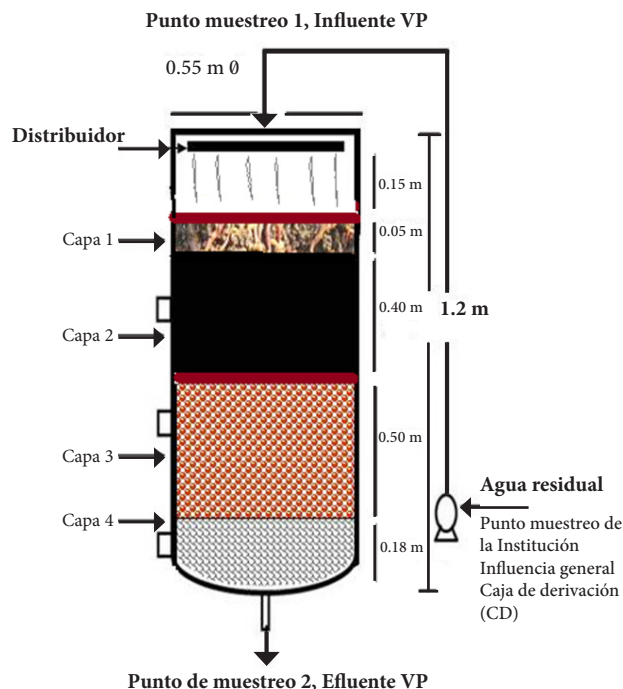
En segundo lugar se seleccionaron los materiales filtrantes (MF), de acuerdo a su disponibilidad en la región (centro del país) y características de filtrabilidad. El material filtrante orgánico seleccionado fue la vermicomposta, la cual provenía de un sistema de vermicomposteo, elaborada con base en una mezcla de lodo residual y hojas secas de árboles de ornato del género *Ficus* sp. Adicionalmente sobre la vermicomposta se colocó una capa de residuos orgánicos sólidos (ROS), conformados por una mezcla de lodo residual y residuos de comida (hortalizas y fruta), en esta capa se inocularon lombrices de tierra del género *Eisenia* sp. El material filtrante inorgánico seleccionado fue el tezontle o roca volcánica. El tezontle es uno de los sustratos más usados en viveros, ya que posee excelentes características de filtrabilidad (Baca, *et al.*, 1991). El tezontle es un material inerte químicamente, con pH cercano a la neutralidad, su capacidad de intercambio catiónico es muy baja. Tiene buen comportamiento en la aeración, retención de humedad que varía con el diámetro de las partículas. Está libre de partículas tóxicas y tiene una buena estabilidad física (Bastida, 1999). Además es un sustrato de bajo costo de adquisición (Castellano y Vargas, 2003). El tezontle tiene una proporción variable de porosidad ocluida, la cual se define como el volumen de poros cerrados que no tienen conexión con los poros externos y son los espacios que no pueden ser ocupados por agua y por lo tanto, no interviene en la relación agua-aire del sustrato. El beneficio de este tipo de porosidad es que disminuye la densidad aparente del tezontle y facilita su manejo (Lemaire *et al.*, 2003). Al respecto, Burés *et al.* (1997) reportaron que en algunos casos se complica correlacionar el tamaño de partícula con algunas propiedades hídricas de los sustratos debido a la presencia de porosidad interna (porosidad ocluida) ya que ésta no permanece constante en los diferentes tamaños de partícula. Existe tezontle rojo, negro y amarillo, en este estudio se usó el tezontle rojo. El otro material mineral utilizado fue la grava triturada proveniente de un proceso de trituración de rocas calizas.

Una vez seleccionados los MF, se construyó el vermifiltro piloto (VP), Figura 1. El VP consistió de un reactor de material acrílico, con una abertura total en la parte superior

que permitía el empaclado y alimentación del sistema. Las dimensiones del reactor fueron: 0.55 m diámetro x 1.1 m altura; volumen de 0.26 m^3 y área superficial de 0.24 m^2 . El reactor tenía en el fondo una media esfera, con una altura de la columna de 0.18 m, se colocó también una válvula de salida de PVC para la toma de muestra y el desalojo del efluente. El VP se empacó con los MF, estratificando los materiales en cuatro capas. Han Runping *et al.*, (2004), mencionan que un vermifiltro puede estar compuesto de una sola capa orgánica o también de una segunda capa inorgánica. El filtro con doble capa es mejor ya que permite un estado de flujo continuo y la carga hidráulica puede ser mayor de $2.0 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$.

La estratificación de las capas en el VP fue la siguiente: La capa 1, se formó de residuos orgánicos sólidos del comedor (ROS) en proceso de degradación, que fueron el alimento sólido de las lombrices. Esta capa se caracterizó por una alta actividad biológica, donde convivieron lombrices del género *Eisenia* sp., y microorganismos degradadores. La altura de la capa fue de 0.05 m. La capa 2 se formó de vermicomposta estabilizada. Las características de esta capa fueron un alto contenido de MO 52 %; relación C/N ≤ 20 , una CIC de $106.25 \text{ moles} \cdot \text{kg}^{-1}$, 3.1 %, fósforo 0.06 %, potasio 0.18 % y coliformes fecales $700 \text{ NMP} \cdot \text{g}^{-1}$. La altura de la capa fue de 0.40 m. Esta vermicomposta se elaboró a partir de lodo residual proveniente de la planta de tratamiento y hojas secas de árboles ornamentales del género *Ficus* sp. La capa 3 fue de tezontle, este material provenía de una mina de depósitos de lava volcánica solidificada, es un material que apoyó el crecimiento de una biopelícula microbiana, la cual se encargó de degradar las sustancias orgánicas solubles filtradas de la capa de vermicomposta. La altura de la capa fue de 0.50 m. La capa 4, fue de grava triturada, sirvió como asiento de las capas anteriores y su función en el vermifiltro consistió en permitir el drenaje en el fondo del reactor. Altura de la capa 0.18 m.

Se tomaron muestras para el análisis de los MF. La granulometría de los MF se determinó por el método de mallas descrito en Juárez y Rico (1996), utilizando un agitador de tamices marca W.S. Tyler, Modelo RX-29, Tipo ROTAP, Serie 2245 y tamices metálicos de diferente diámetro de abertura. La densidad aparente se determinó usando el método de la probeta descrito en la NMX-FF-109-SCFI-2008. Para la determinación de la porosidad *in situ* y el tiempo de residencia hidráulica se usó la metodología descrita por Garzón (2003), la cual consistió en realizar ensayos de llenado y vaciado con los MF seleccionados, de esta forma se determinó el volumen de espacios vacíos y de líquido en tratamiento, determinando la velocidad de drenado de cada MF. Se hicieron pruebas por separado para el tezontle y la vermicomposta en columnas de material acrílico, cada una con un orificio en la parte de arriba para permitir la colocación del material de prueba y la alimentación del agua por medio de bombas peristálticas. Las columnas tenían dispuestas válvulas de PVC conectadas en la parte inferior para el desalojo del agua.



- a) Capa 1.- Residuos orgánicos crudos con lombrices y microorganismos.
 b) Capa 2.- Vermicomposta estabilizada.
 c) Capa 3.- Tezontle piedras de lava volcánica.
 d) Capa 4.- Grava triturada de roca caliza

FIGURA 1. Vermifiltro piloto

El agua residual (AR) utilizada provenía de los servicios sanitarios de una institución, en la que se encuentran 10 edificios de oficinas y un comedor, que albergan una población de cerca de 1,000 personas. El AR se capta a través de toda la institución por medio de una red de drenaje, que confluye por gravedad a un colector principal, que desemboca en una caja de derivación (CD), donde se recibe el influente general que posteriormente es tratado en una planta de aeración extendida. La CD es el punto de muestreo principal para la caracterización del influente general de la institución. El VP se colocó a una distancia de 3 m de la CD.

Para la alimentación del VP con el agua residual se colocó en la CD una manguera de nivel de 13 mm de diámetro que se unió mediante una reducción a una manguera Masterflex No. 17, de 7 mm de diámetro, a su vez esta manguera se colocó en un cabezal inserto en una bomba Masterflex modelo 7518-10, con las siguientes características: controlador de velocidad variable, de 7 a 200 rpm, 1 a 20 HP, 1.5 am, 50/60 Hz, y 115 volts y que sirvió para extraer y regular el flujo de agua residual. El otro extremo de esta manguera se colocó en una conexión de inserción de un distribuidor de flujo, dispuesto en la parte superior del reactor, a una distancia de 0.15 m arriba de la superficie de entrada. El distribuidor de flujo fue construido con PVC de 0.02 m de diámetro. La conexión de inserción contó con cuatro entradas en las que se colocaron cuatro tubos de 0.02 m de diámetro, perforados a lo largo, a cada 0.025 m de distancia. Los tubos quedaron dispuestos en

forma de cruz para facilitar la distribución homogénea del agua sobre la superficie del empaque. El flujo del agua residual se suministró de forma continua y directa, sin ningún pretratamiento, de la CD al VP. En el reactor se ubicaron dos puntos de muestreo. El punto de muestreo 1, para el influente, se ubicó en la parte superior, en el extremo de la manguera Masterflex que se conectó al distribuidor de flujo. El punto de muestreo 2, para el efluente, se encontraba en la parte inferior del reactor, en la válvula de salida, Figura 1.

Para el análisis del agua residual se usaron técnicas descritas en las normas mexicanas NOM-001-SEMAR-NAT-1996 (DOF, 1997) y métodos analíticos descritos en APHA (2005). Para la caracterización del agua residual, se usaron los datos de los reportes mensuales del muestreo y análisis que lleva a cabo la institución, con base en muestras compuestas de aguas residuales del influente general, durante el periodo del estudio. Con los datos se determinaron los valores promedio, mínimo y máximo. Para la clasificación del agua residual se compararon los valores reportados con valores presentes en la literatura.

Para la evaluación de la eficiencia del VP se tomó una muestra compuesta al final de cada etapa. Las muestras se tomaron en el punto 1 del influente y el punto 2 del efluente del VP y se calcularon los porcentajes de remoción. Los parámetros evaluados fueron: demanda química de oxígeno (DQO); demanda biológica de oxígeno (DBO₅); sólidos suspendidos totales (SST); nitrógeno total (N-total), nitrógeno amoniacal N-NH₄, nitritos N-NO₂ y nitratos N-NO₃ y fósforo total (P-total).

Adicionalmente se analizaron muestras puntuales semanales tomadas del influente y efluente del VP para los parámetros de DQO y nitrógeno amoniacal (N-NH₄). Estos parámetros se analizaron mediante los procedimientos descritos en el manual para el análisis de aguas de Hach (2005). También se tomaron muestras diarias para la determinación del oxígeno disuelto (O₂), el cual fue determinado con un oxímetro.

Para la evaluación del comportamiento de la población de lombrices *Eisenia* sp., se tomaron muestras de lombrices al inicio y posteriormente cada semana. La superficie del VP se dividió en cuatro cuadrantes y en cada uno se tomaba una muestra, las muestras se tomaron con un extractor y se contaron los individuos presentes. El extractor consistió en un marco de madera en el que estaban insertos clavos de hierro, las dimensiones del extractor (ancho 0.073 m x 0.077 m de largo) se obtuvo un área por cada segmento extraído de 0.0056 m². En las muestras se contaron las lombrices adultas (cliteladas), juveniles (sin clitelo) y cocones (cada cocón se registró como una lombriz), con los registros de la población se calculó la densidad nominal de acuerdo a la metodología propuesta por Schuldt (2004) y Schuldt (2005), que se basó en el conteo de lombrices adultas, juveniles y huevos o cocones. El método de cálculo fue: Número de lombrices = número de

lombrices x área del lecho/área del extractor. La densidad nominal se calculó con el número de lombrices obtenido de la ecuación anterior sobre el área del vermifiltro. El peso promedio individual se determinó con los siguientes pasos: 1. Después de contar el número de lombrices extraídas en el muestreo, se enjuagaron cuidadosamente con agua para remover todas las partículas de tierra sobre su cuerpo. 2. Las lombrices se colocaron en un vaso de precipitado con un poco de agua destilada, el cual se taró previamente, para evitar que se desecaran. 3. Se pesaron en una balanza analítica y se registró el peso promedio individual en miligramos por lombriz. El Peso Promedio Individual se determinó con la siguiente ecuación: $PPI = \text{peso total de lombrices} / \text{número de lombrices}$, (Cardoso, 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 1, se presentan los resultados obtenidos de granulometría, densidad y porosidad de los materiales filtrantes. Para los residuos sólidos orgánicos (ROS), se obtuvo una granulometría de partículas de 10 a 20 mm. Para la grava triturada se obtuvo una granulometría de 19.05 a 25.4 mm y una macro porosidad de 84 % y microporosidad de 16 %. Estos materiales no fueron analizados en todos los parámetros, porque la altura de la capa es mínima, su función más importante fue como alimento de microorganismos y lombrices, en el caso de los residuos orgánicos sólidos (ROS) y como asiento y drenaje en el caso de la grava.

Para la determinación de la porosidad *in situ* de la vermicomposta y el tezontle, se tomaron en cuenta los datos ge-

nerados en las pruebas de vaciado respecto a los volúmenes de agua drenada, porcentaje de humedad retenido en los materiales y peso del MF. El tezontle obtuvo valores bajos en la microporosidad (17 %), la vermicomposta obtuvo un valor alto (70 %), por lo que este material se va a encargar de retener las partículas más pequeñas contenidas en el agua residual. Los valores de macroporosidad más altos se obtuvieron con el tezontle (83 %) y el valor más bajo con la vermicomposta (30 %), lo que significa que se va obtener un buen drenaje en el tezontle y que se pueden presentar problemas de drenaje en la vermicomposta. La correcta combinación y disposición de estos materiales va a proporcionar un buen empaque para el vermifiltro. Para calcular el tiempo de retención hidráulico de los MF se usaron los datos generados en las pruebas de vaciado: caudal, tiempo total de la prueba, volumen total drenado, volumen del MF en la columna de prueba. Los resultados fueron: el TRH más largo se obtuvo con la vermicomposta (0.57 días) y el TRH más corto fue el del tezontle con (0.23 días).

En el Cuadro 2, se presentan los valores promedio, mínimos y máximos, obtenidos del programa anual de muestreo y análisis de la institución, correspondiente al periodo del presente estudio, los resultados se compararon con la clasificación de las concentraciones típicas del agua residual de fuerte, media y débil, que se reportan en Metcalf y Eddy, Inc. (2003). La DQO tuvo un valor promedio de 298 mg·litro⁻¹, valor superior en un 20 % a un agua residual de calidad débil. Sin embargo, durante el estudio se encontraron muestras con valores de DQO máximo de 541 mg·litro⁻¹, que representó un valor con una clasificación de agua media, estos valores coincidieron con la época

CUADRO 1. Características de los materiales filtrantes

Materiales	Granulometría	Densidad aparente	% Porosidad		TRH
	mm	g·m ⁻¹	Micro	Macro	días
Vermicomposta	>5 a <10	0.52	70	30	0.57
Tezontle	12.7 - 25	0.68	17	83	0.23

CUADRO 2. Caracterización del agua residual de la caja de derivación (influyente general)

Parámetros	Concentración mg·L ⁻¹					
	Promedio	Mínimo	Máximo	Clasificación del agua residual		
				Fuerte	Media	Débil
DQO	298	130	541	1000	500	250
DBO ₅	142	24	270	400	220	110
SST	99	22	177	350	220	100
SSV	70	10	137	275	165	80
N-Total	54	26	92	85	40	20
N-NH ₄	37	13	65	50	25	12
NTK	52	26	92	15	8	4
N-(NO ₃ +NO ₂)	0.40	0.02	0.90	0	0	0
Fosfatos totales	5	3	8	15	8	4
CF NMP/L	1.8 x 10 ⁴	3	4.6 x 10 ⁶			
HH/L	0	0	0			

Fuente: Datos proporcionados por personal del laboratorio de la planta de tratamiento de la institución
Fuente: Metcalf and Eddy, Inc.2003

.....

CUADRO 3. Remoción de materia orgánica, sólidos, nitrógeno y fósforo en el Vermifiltro Piloto

Parámetro	Etapa 1 (TF 0.180 m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹ , COS 108 g·m ⁻² ·d ⁻¹)			Etapa 2 (TF 0.120 m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹ , COS 37 g·m ⁻² ·d ⁻¹)			Etapa 3 (TF 0.240 m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹ , COS 61 g·m ⁻² ·d ⁻¹)			Valores máximos permisibles NOM-001- SEMARNAT-1996	
	Influente	Efluente	Remoción	Influente	Efluente	Remoción	Influente	Efluente	Remoción	mg·L ⁻¹	
	mg·L ⁻¹		%	mg·L ⁻¹		%	mg·L ⁻¹		%	Ríos	Embalses naturales y artificiales
										Protección vida acuática (C)	Uso en riego agrícola (B)
DQO	568	46	92	308	38	88	252	106	58	-	-
DBO	186	2	99	52	1.2	98	52	14	73	30	75
SST	147	4	97	287	31	89	76	16	79	40	75
N-total	51	14	73	47	13	72	44	24	46	15	40
P-Total	5	14	-	13	34	-	16	32	-	5	20

de lluvias, por lo que la calidad del influente se pudo alterar por escurrimientos que arrastraron materia orgánica de las áreas verdes. El valor promedio de DBO del influente fue más cercano a una calidad débil 142 mg·litro⁻¹. Llegó a tener concentraciones mínimas de 24 mg·litro⁻¹ y altas de 270 mg·litro⁻¹. La relación DBO/DQO, encontrada fue de 0.48, lo que indicó que era un agua residual fácilmente biodegradable (Metcalf y Eddy, Inc., 2003). Los SST tuvieron en promedio 99 mg·litro⁻¹ y el promedio de los SSV fue de 70 mg·litro⁻¹. La relación SSV/SST fue de 0.70, lo que representó que más de la mitad de materia orgánica fuera biodegradable. Todas las concentraciones de nitrógeno (N-total 54 mg·litro⁻¹, N-NH₄ 37 mg·litro⁻¹, NTK 52 mg·litro⁻¹ y N-(NO₂ + NO₃) 0.40 mg·litro⁻¹), estuvieron arriba de la clasificación de agua media, por lo que el tratamiento se debió enfocar a la remoción de estos parámetros. Los fosfatos totales fueron en promedio de 5 mg·litro⁻¹, valor ligeramente superior al establecido para un agua residual débil. Otro problema igualmente importante lo constituyó la presencia de coliformes fecales (CF), que se encontraron en concentraciones altas, el valor máximo obtenido fue de 4.6 x 10⁶ NMP·litro⁻¹, sin embargo, algunas veces debido al lavado de las instalaciones y registros con una solución de cloro, los CF se reducen a concentraciones bajas, como el valor mínimo obtenido de 3 NMP·litro⁻¹. La concentración de huevos de helminto en estas muestras fue de 0 HH/L. Los resultados de las muestras de agua residual del influente general de la institución, que confluyen en la caja de derivación (CD) se encontraron en un intervalo de concentración que clasificó el agua residual como débil, sin embargo, presentó gran variabilidad por las actividades de la institución y por la época de lluvias, se pueden clasificar como un agua residual de concentración media en los parámetros de DQO, DBO y concentración de nitrógeno.

El estudio para la evaluación de la eficiencia del VP se dividió en tres etapas, en las que se suministraron tres tasas de filtración (TF) y tres cargas orgánicas superficia-

les (COS): Etapa 1 (TF 0.180 m³·m⁻²·d⁻¹, COS 108 g·m⁻²·d⁻¹); Etapa 2 (TF 0.120 m³·m⁻²·d⁻¹, COS 37 g·m⁻²·d⁻¹); Etapa 3 (TF 0.240 m³·m⁻²·d⁻¹, COS 61 g·m⁻²·d⁻¹). El periodo de evaluación del VP fue de 150 días. En el Cuadro 3, se presentan los resultados con los valores de las tres muestras compuestas tomadas al final de cada etapa y los porcentajes de remoción del influente y efluente del VP durante el periodo de estudio, comparadas con los valores máximos permitidos en la norma vigente (NOM-001-SEMARNAT-1996). Las remociones más altas de materia orgánica y sólidos correspondieron a la Etapa 1 (TF 0.180 m³·m⁻²·d⁻¹, COS 108 g·m⁻²·d⁻¹): 92 % DQO, 99 % DBO, 97 % SST. La menor remoción se dio con la Etapa 3 (TF 0.240 m³·m⁻²·d⁻¹, COS 61 g·m⁻²·d⁻¹): 58 % DQO, 73 % DBO, 79 % SST, la cual correspondía a la TF más alta. Se compararon los resultados obtenidos con los valores máximos permitidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996, para descarga a cuerpos receptores como ríos tipo C y embalses naturales y artificiales para uso en riego agrícola tipo B. El parámetro de DQO no está comprendido dentro de esta norma. Los resultados de DBO y SST, que se obtuvieron en las tres etapas, (Etapa 1, DBO 2 mg·litro⁻¹ y SST 4 mg·litro⁻¹; Etapa 2, DBO 1.2 mg·litro⁻¹ y SST 31 mg·litro⁻¹; y Etapa 3, DBO 14 mg·litro⁻¹ y SST 16 mg·litro⁻¹), se encontraron por debajo de los valores exigidos por esta norma para estos parámetros DBO (Protección vida acuática 30 mg·litro⁻¹ y Uso en riego agrícola 75 mg·litro⁻¹) y SST (Protección vida acuática 40 mg·litro⁻¹ y Uso en riego agrícola 75 mg·litro⁻¹). Yin-Sheng Li *et al.* (2009), reportaron que la mayor remoción alcanzada en un vermifiltro a escala real, para DQO fue de 93.5 %, la más baja fue de 60.8 % y el valor promedio fue de 83.5 %. La más grande remoción de DBO₅ alcanzada fue de 96.8 %, mientras que la más baja fue de 81.4 % y el valor promedio fue de 89.3 %. La mayor remoción de SST alcanzada fue de 93.0 %, el menor valor fue de 59.4 % y el valor promedio fue de 89.1 %. Jing Liu (2009), reportó porcentajes de remoción de DQO, N-NH₄ y SST en vermifiltros de 50.9, 69.3 y 91.9 %.

El porcentaje de remoción nitrógeno total fue un poco más alto en la Etapa 1, de 73 % con respecto a la Etapa 2 que

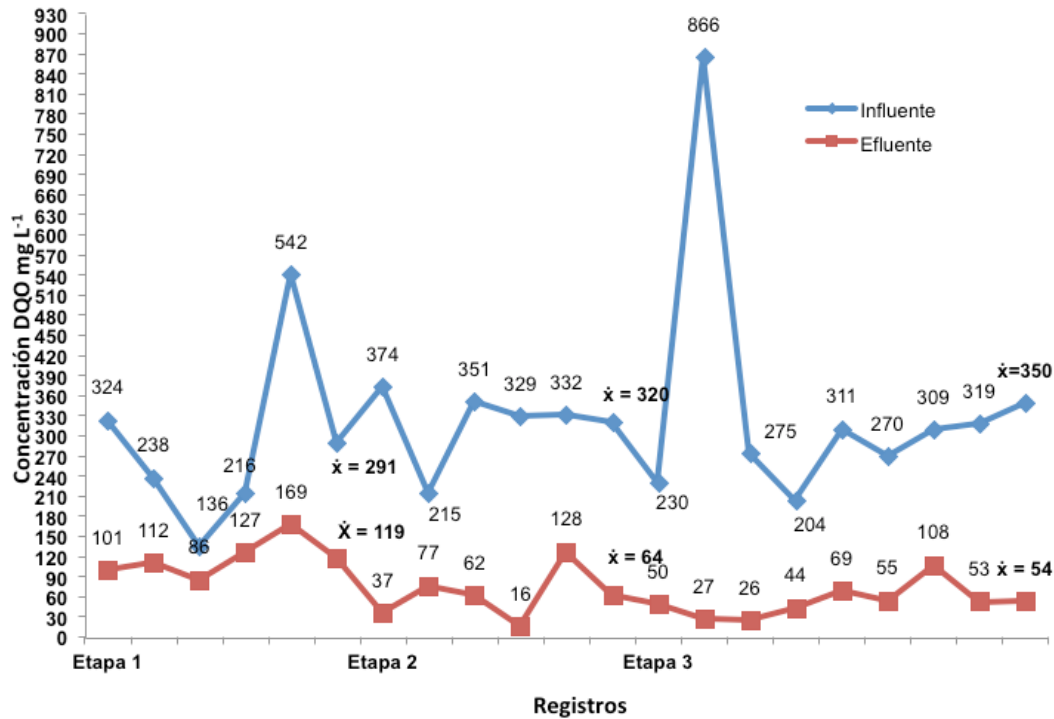


FIGURA 2. Comportamiento de la DQO en el influente y efluente del VP

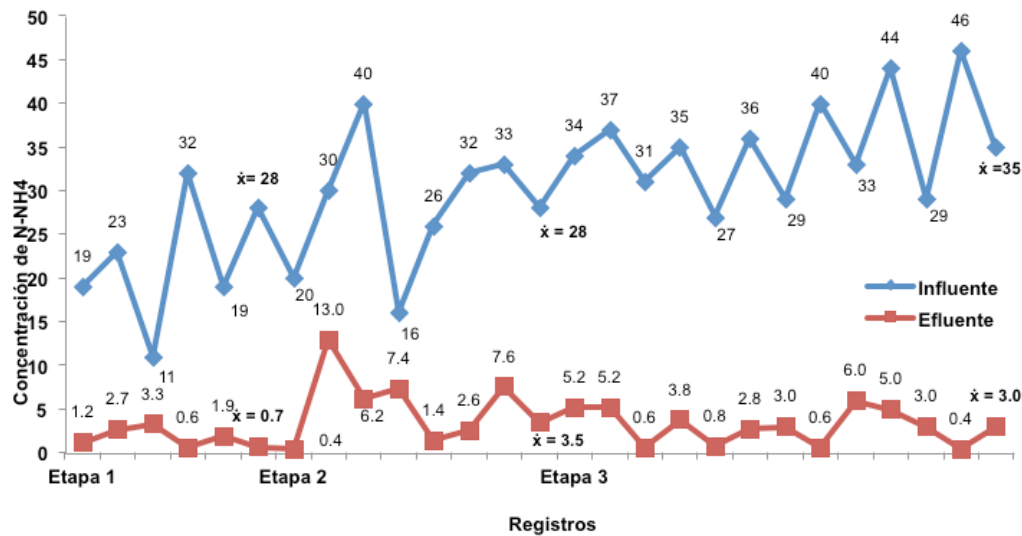


FIGURA 3. Comportamiento del N-NH4 en el VP

fue de 72 %. La Etapa 3, fue la que tuvo la menor remoción 46 %. En cuanto al fósforo total no se obtuvo remoción en ninguna de las etapas, por el contrario el valor del fósforo total se incrementó en todas las etapas. Se cree que la capa de vermicomposta elaborada con base en una mezcla de lodo residual, pudo provocar este incremento, debido a que durante el tratamiento del agua, donde se generó ese lodo, el fósforo removido se concentró en el lodo residual. El valor del nitrógeno total estuvo muy cercano al máximo permisible (15 mg·litro⁻¹) de la NOM-001-SEMARNAT-1996, en la Etapa 1 se obtuvo un valor de 14 mg·litro⁻¹ y en la Etapa 2, un valor de 13 mg·litro⁻¹. En la Etapa 3 el valor de 24 mg·litro⁻¹, superó el valor de la concentración de N-total

para la protección de la vida acuática (15 mg·litro⁻¹), pero estuvo por debajo de la concentración límite para uso en riego agrícola (40 mg·litro⁻¹). La concentración de nitrógeno y fósforo permiten reusar el efluente en riego agrícola.

Los resultados del análisis de muestras puntuales de DQO y nitrógeno amoniacal se muestran a continuación. En la Figura 2, se puede apreciar el comportamiento de la DQO, en el influente y en el efluente del VP, en cada una de las etapas. Se observa que la remoción de DQO se llevó a cabo desde los primeros registros, cuando se puso en marcha la operación del vermifiltro, pero a medida que se estabilizó el proceso, los valores de DQO del efluente fueron menores y

el proceso de vermiestabilización se hizo más eficiente. La concentración promedio en la Etapa 1, para el influente fue de 291 mg·litro⁻¹, para el efluente fue de 119 mg·litro⁻¹. En la Etapa 2, la concentración promedio para el influente fue de 320 mg·litro⁻¹, la concentración para el efluente fue de 64 mg·litro⁻¹. En la Etapa 3, la concentración promedio del influente fue de 350 mg·litro⁻¹, para el efluente fue de 54 mg·litro⁻¹. En el influente se tuvieron valores pico de 542 mg·litro⁻¹ en la Etapa 1 y 866 mg·litro⁻¹ en la Etapa 3, lo cual no interfirió en la eficiencia del proceso. En la Figura 3, se observa el comportamiento del N-NH₄ en el influente y el efluente del VP, en cada una de las etapas, con los resultados de las muestras puntuales. La concentración promedio del N-NH₄ en la Etapa 1, para el influente fue de 28 mg·litro⁻¹ y para el efluente fue de 0.7 mg·litro⁻¹. En la Etapa 2, la concentración promedio de p N-NH₄ para el influente fue de 28 mg·litro⁻¹ y la concentración final en el efluente fue de 3.5 mg·litro⁻¹. En la Etapa 3, la concentración promedio del N-NH₄ en el influente fue de 35 mg·litro⁻¹ y en el efluente del VP fue de 3 mg·litro⁻¹. En el influente se N-NH₄ tuvo un valor máximo de 40 mg·litro⁻¹ en la Etapa 2 y 46 mg·litro⁻¹ en la Etapa 3.

En el vermifiltro se llevó a cabo un alto proceso de nitrificación que se llevó a cabo en las tres etapas. Garzón, *et al.* (2001), mencionan que cuando el proceso de nitrificación se establece, la volatilización del N-NH₄ se detiene y la transformación se debe a los microorganismos. La remoción del nitrógeno amoniacal se dio en su mayor parte en la capa de tezontle (55 %) y sólo (35 %) en la de vermicomposta, aunque Jian Yang *et al.* (2009), mencionan que en sus experimentos la capacidad de nitrificación de la capa superior en el vermifiltro fue mayor de 0.47 mg·m⁻³ h, mientras que la capacidad nitrificante de la capa inferior fue más baja (0.19 mg·m⁻³ h). Para Xing Mei-yan, *et al.* (2008), la relación de nitrificación de un vermifiltro varía de 0.2 a 0.5 mg N-NH₄ g h, con una temperatura en el lecho de 16.6 a 29.5 °C. Hay una correlación lineal positiva entre la densidad de las lombrices y la cantidad de nitro bacterias, las cuales pueden existir sinérgicamente. Para comprobar la nitrificación durante el tratamiento se realizó un balance utilizando la ecuación propuesta por Reddy (1998). Para

el balance se consideró que el nitrógeno orgánico se retuvo en las capas que constituyeron el MF (vermicomposta y tezontle) o que pasó a formar parte de la masa microbiana, por lo tanto, se consideraron el nitrógeno amoniacal y los productos resultantes de los procesos de nitrificación N-NO₃⁻+N-NO₂⁻. En este análisis la Etapa 1, fue la más eficiente para la remoción de nitrógeno amoniacal (98 %). La Etapa 2, tuvo una remoción de N-NH₃ del 91 %, pero también una mayor eficiencia en la desnitrificación porque no presentó concentración de nitratos y nitritos. La Etapa 3, tuvo la menor remoción de N-NH₃ (62 %), ver Cuadro 4.

En el VP se relacionaron los valores de DBO/NTK y DQO/N-NH₃, con las eficiencias de remoción de nitrógeno total y amoniacal y se encontró que a mayor relación mayor remoción de DQO, nitrógeno total y amoniacal, ver Cuadro 5. Fang Cai-xia, *et al.* (2010), mencionan que la mayor remoción de nitrógeno total se puede obtener incrementando la relación C/N del influente. Ying-Chih *et al.* (2007) mostraron que con relaciones de DQO/N-NH₃ de 6, 11 y 20 pudieron obtener eficiencias de nitrificación desnitrificación simultánea de 1.02, 98.7 y 97.1 %, por lo tanto, con relaciones carbono nitrógeno bajas en el influente el proceso de nitrificación y desnitrificación no es eficiente. Esto quedó confirmado en el VP ya que hubo mayores remociones en las Etapas 1 y 2, donde las relaciones C/N fueron mayores.

El incremento de la concentración de OD en el efluente es una de las contribuciones de la vermifiltración, las lombrices favorecen las condiciones aerobias, sin necesidad de inyectar aire al sistema lo que implicaría el uso de equipo de aeración (ahorro de energía). El incremento de OD se demostró con las mediciones promedio hechas en el influente y efluente en las diferentes etapas: Etapa 1: OD influente de 0.5 mg·litro⁻¹ a 4.1 mg·litro⁻¹ en el efluente; Etapa 2: OD 0.95 mg·litro⁻¹ en el influente, a 4.8 mg·litro⁻¹ y Etapa 3: OD influente de 0.8 mg·litro⁻¹, a 4.7 mg·litro⁻¹, en el efluente. La presencia de OD favorece los procesos de nitrificación. Sinha *et al.* (200), mencionan que las lombrices mejoran la aeración natural del sustrato del vermifiltro granulado las partículas de arcilla y promoviendo así la aeración lo que resulta suficiente para establecer la nitrificación. Li

CUADRO 4. Balance de nitrificación en las diferentes etapas

Etapas	(N - NH ₄ ⁺) Influyente = N - NH ₄ ⁺ + N - NO ₃ ⁻ + N - NO ₂ ⁻ + α Efluente
1	(32 mg · L ⁻¹) Influyente = 0.6 mg·litro ⁻¹ + 11.02 mg L ⁻¹ + α Efluente
2	(32 mg · L ⁻¹) Influyente = 3mg·litro ⁻¹ + 0 mg · litro ⁻¹ + α Efluente
3	(34 mg · L ⁻¹) Influyente = 13 mg·litro ⁻¹ + 11.0 mg·litro ⁻¹ + α

α = Es el nitrógeno removido por otros medios como sorción, asimilación, volatilización o desnitrificación.

CUADRO 5. Relación carbono/nitrógeno

Etapa	% Remoción				Relación
	DQO	DBO ₅	N-Total	N-NH ₃	DQO/N-NH ₄
1	92	99	78	98	17.75
2	88	98	72	91	9.63
3	58	73	45	62	7.41

Xu-dong et al. (2008), mencionan que el OD en el efluente de un vermifiltro puede alcanzar el valor de saturación; el valor más alto de OD registrado por este autor fue de 11.7 mg·litro⁻¹, el cual tiene un buen efecto en el crecimiento de organismos acuáticos en los cuerpos de agua.

La concentración de CF disminuyó en la Etapa 1, de 18.5×10^3 NMP·100 mL⁻¹ a < 3 NMP·100 mL⁻¹. En la Etapa 2, de 6.4×10^2 a 750 NMP·100 mL⁻¹. Por lo que cumplieron con la normatividad mexicana (< 1000 NMP·100 mL⁻¹). De acuerdo a Limping Kuai *et al.* (1998), la reducción de CF es por sorción y depredación de microorganismos. Sin embargo en la Etapa 3, la concentración de CF no se llevó a cabo (7.50×10^5 NMP·100 mL⁻¹ y en el efluente se obtuvo 1.50×10^6

NMP·100 mL⁻¹), debido a que se aplicó mayor tasa de filtración. William *et al.* (2007) concluyeron que la remoción de CF disminuyó al incrementar la tasa de filtración, lo que concuerda con los datos obtenidos.

En las Figura 4 y 5, se presenta el comportamiento de las lombrices de tierra, a través del tiempo de evaluación en las diferentes etapas TF y COS. La población de adultas disminuyó drásticamente de 102 individuos a 0, desde la sexta semana y también el peso promedio individual (PPI), esta pérdida de peso es debido a que las lombrices con mayor peso son adultas que perdieron el clitelo por deficiencia de alimento. En la 15ª. semana se comenzó a proporcionar además de agua residual, residuos orgánicos sólidos (ROS),

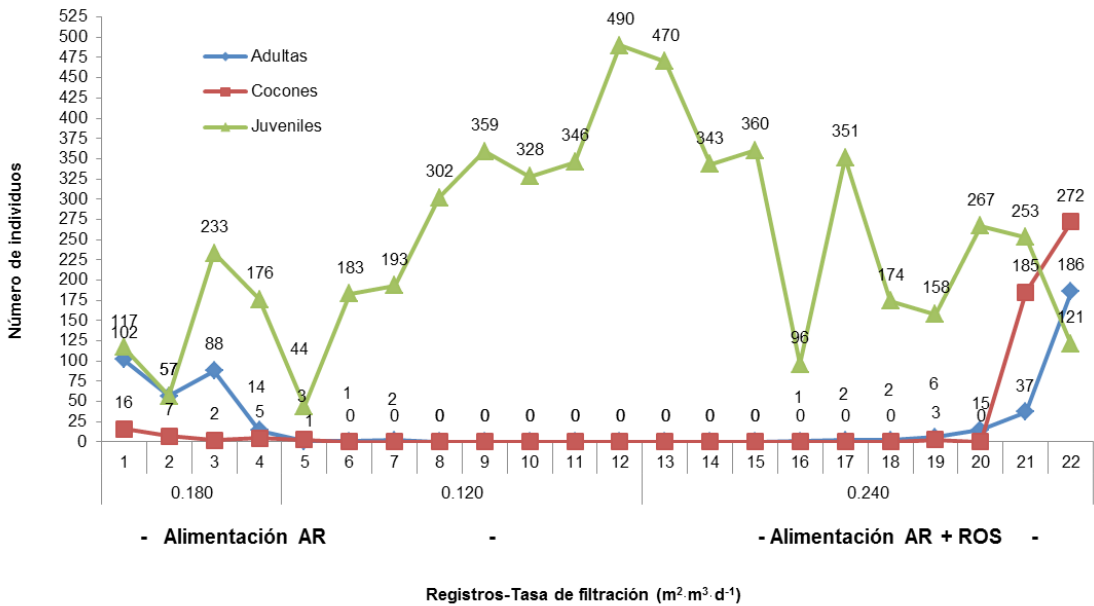


FIGURA 4. Comportamiento estrato de la población de lombrices de tierra y respuesta a la alimentación con agua residual más residuos orgánicos sólidos (ROS) en el vermifiltro piloto

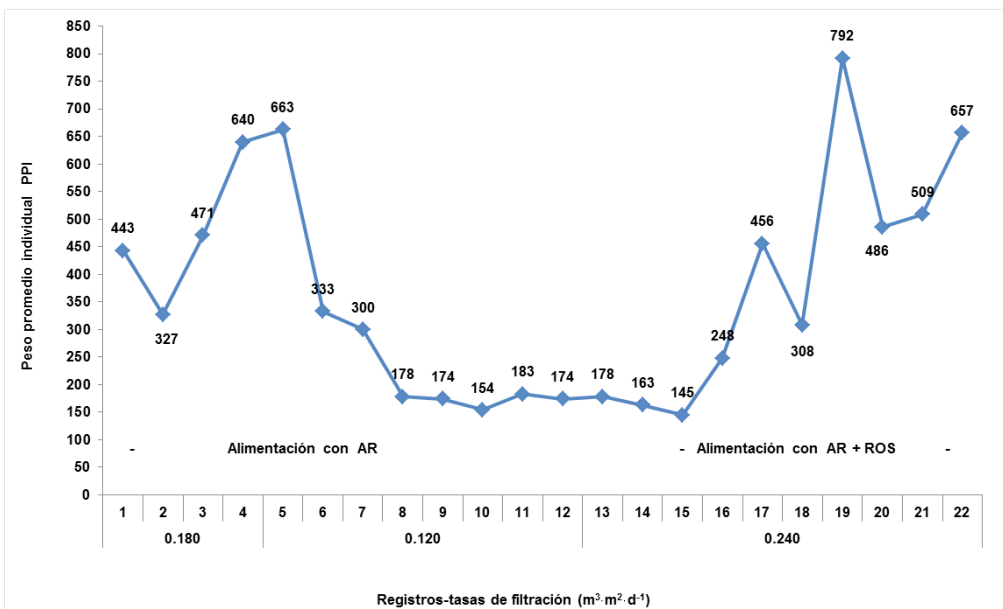


FIGURA 5. Comportamiento del peso promedio individual (PPI) de lombrices, con diferentes tasas de filtración y respuesta a la alimentación con agua residual más residuos orgánicos sólidos (ROS)

que eran una mezcla de lodo residual y residuos de comida (hortalizas y frutas), a una tasa de 2.4 kg·m² semana, esto incrementó PPI de 145 mg a un máximo de 792 mg por lombriz. También aumentó el número de lombrices adultas de 0 a 186 y el número de huevos de 0 a 272. Neuhauser *et al.* (1980) mencionan que el tipo de alimento afectará la ganancia o pérdida de peso en las lombrices, también sugieren que el desarrollo del clitelo varía en relación directa a la abundancia de nutrientes. García *et al.* (1999) recomiendan agregar material vegetal debido a que estos mejoran las características fisicoquímicas del sustrato. Otro beneficio del uso de vegetales, es que se obtiene una mejor relación C/N, ya que se suple carbono y se previenen las pérdidas de nitrógeno por volatilización del amonio (Domínguez *et al.*, 2000). Cuando se obtienen sustratos, resultantes de emplear materiales con altos contenidos de nitrógenos y materiales con alto contenido de carbono, el balance de nutrientes y la estructura del sustrato que se ofrece a las lombrices mejoran (Hernández *et al.*, 2006). Un beneficio adicional de estas combinaciones es el inóculo de microorganismos que proporcionan estos materiales (Elvira *et al.*, 1998). Sleska (1996) indica que las lombrices obtienen su alimentación de los microorganismos que se desarrollan dentro de los materiales orgánicos. Fue necesario incluir residuos sólidos orgánicos (ROS), para elevar la cantidad de sólidos que el agua residual de tipo doméstico contenía. En los primeros registros el número de las lombrices juveniles se incrementó porque a ellas se sumaron las lombrices adultas que perdieron su clitelo (estado de regresión), de acuerdo con Schuldt *et al.* (2005), esta condición puede ser reversible al proporcionarles alimento fresco.

CONCLUSIONES

Los resultados de las muestras de agua residual del influente general de la institución, que confluyen en la caja de derivación (CD) se encontraron en un intervalo de concentración que clasificó el agua residual como débil, sin embargo, presentó gran variabilidad por las actividades de la institución y la época de lluvias, lo que permitió clasificarla como un agua residual de concentración media en los parámetros de DQO, DBO y concentración de nitrógeno, por lo que el tratamiento se enfocó en la remoción de estos parámetros.

Las características de los materiales filtrantes propuestos, vermicomposta y tezontle, fueron micro y macro porosidad y granulometría así como la estratificación y la altura de las capas dentro del vermifiltro piloto y el tiempo de retención hidráulica, resultaron en remociones óptimas de contaminantes en el agua residual. Se puede concluir que la tasa de filtración óptima para los MF fue la de la Etapa 1, (TF 0.180 m³·m⁻²·d⁻¹, COS 108 g·m⁻²·d⁻¹): 92 % DQO, 99 % DBO, 97 % SST. La menor remoción se dio con la Etapa 3 (TF 0.240 m³·m⁻²·d⁻¹, COS 61 g·m⁻²·d⁻¹): 58 % DQO, 73 % DBO, 79 % SST, la cual correspondía a la TF más alta. En cuanto al cumplimiento de la normatividad vigente (NOM-001-SEMARNAT-1996), el efluente del VP, en las Etapas 1 y 2, cumplió con los parámetros de DBO, SST, nitrógeno

total y coliformes fecales, los cuales se encontraron por debajo de los valores exigidos por esta norma para la protección de la vida acuática y uso en riego agrícola. En cuanto a la remoción de nutrientes en el VP, la Etapa 1, fue la más eficiente para la remoción de nitrógeno amoniacal (98 %). La Etapa 2, tuvo una remoción de N-NH₃ del 91 %, tuvo también una mayor eficiencia en la desnitrificación porque no presentó concentración de nitratos y nitritos. La Etapa 3, tuvo la menor remoción de N-NH₃ (62 %). En cuanto al fósforo total no se obtuvo remoción en ninguna de las etapas, por el contrario el valor de fósforo total incrementó en todas las etapas. Se cree que la capa de vermicomposta elaborada con base en una mezcla de lodo residual, pudo provocar este incremento, debido a que durante el tratamiento del agua, el fósforo removido se concentró en el lodo residual. Se encontró que a mayor relación DBO/NTK y DQO/N-NH₃ hubo una mayor remoción de materia orgánica, nitrógeno total y amoniacal, por lo tanto, con una relación carbono nitrógeno baja en el influente el proceso de nitrificación no es eficiente. Esto quedó confirmado en el VP ya que hubo mayores remociones en las Etapas 1 y 2, donde las relaciones C/N fueron mayores.

Se comprobó que durante el proceso de vermifiltración se incrementó la concentración de oxígeno disuelto en el efluente, las lombrices favorecen las condiciones aerobias, sin necesidad de inyectar aire al sistema. El incremento de OD se demostró con las mediciones promedio hechas en el influente y efluente en las diferentes etapas: Etapa 1: OD influente de 0.5 mg·litro⁻¹ a 4.1 mg·litro⁻¹ en el efluente; Etapa 2: OD 0.95 mg·litro⁻¹ en el influente, a 4.8 mg·litro⁻¹ y Etapa 3: OD influente de 0.8 mg·litro⁻¹, a 4.7 mg·litro⁻¹, en el efluente. Fue necesario incluir residuos sólidos orgánicos (ROS), para elevar la cantidad de sólidos que el agua residual contenía. Como se pudo comprobar en los primeros registros en donde las lombrices adultas perdieron su clitelo (estado de regresión), esta condición fue reversible al proporcionarles alimento fresco. La doble acción de las lombrices como aereadores y pequeños biodigestores permitió que se asentaran microorganismos, que en simbiosis con las lombrices removieron y estabilizaron la materia orgánica y contaminantes contenidos en el agua residual.

RECOMENDACIONES

Se recomienda que se refiera el TRH en estos sistemas como una estimación del orden de magnitud del tiempo, ya que el líquido en tratamiento pasa dentro del vermifiltro y no como una medición precisa del TRH. Asimismo se recomienda que el TRH se determine en el vermifiltro piloto directamente, ya que en este estudio se estimó el TRH en columnas a escala laboratorio. Es necesario seguir el estudio para lograr optimizar los procesos de desnitrificación, aunque la concentración de nitrógeno y fósforo permiten reusar el efluente en riego agrícola. Se recomienda un estudio más detallado de la microbiología del vermifiltro en las diferentes capas. Para garantizar que los coliformes fecales alcancen los niveles exigidos por las normas para riego agrícola es necesario incluir una etapa de desinfección.

ción adicional con cloro. Para la desinfección se recomienda el estudio de métodos alternativos como el magnetismo y la energía solar. Para el buen desarrollo y estratificación de la población de lombrices se recomienda la inclusión al reactor de residuos orgánicos sólidos, los cuales deben ser dispuestos en la capa superior a una tasa no menor de 2.4 kg·m²·semana, con un tamaño de partículas entre 10 – 20 mm, para facilitar su degradación y una altura de la capa no mayor de 0.05 a 0.10 m, para evitar condiciones termofílicas, esto abre una posibilidad para el tratamiento conjunto del agua residual y los residuos orgánicos sólidos generados en una vivienda.

LITERATURA CITADA

- Baca, C. G. A.; Alcalde B., S.; Martínez G., A.; Laird, J.; Barrera I., D. 1990. Efecto de la solución nutritiva, el riego, el sustrato y la densidad de siembra en tres cultivos hortícolas en hidroponía al aire libre. I pepino. Agrobiencia, Serie Agua-Suelo-Clima. 1:51-76.
- Bastida A. 1999 El Medio de Cultivo de las Plantas. Sustratos para Hidroponía y Producción de Plantas Ornamentales. Serie de publicaciones AGRIBOT Núm. 4 UACH. Preparatoria Agrícola, Chapingo, Méx. 72 p.
- Burés, S.; Gago, M. C.; Martínez, F. X. 1997. Water characterization in granular materials. Acta Horticulturae. 450:389-396.
- Cardoso V. L.; Garzón Z. M.; Ramírez C. E. 2010. Vermicomposteo de Sólidos Removidos de un Pre-tratamiento de Cribado de Excretas Porcinas. Ingeniería Agrícola y Biosistemas. 2(1): 35-39, 2010.
- Castellanos J. Z.; Vargas T. P. 2003. El uso de sustratos en la horticultura bajo invernadero. In: Manual de Producción Hortícola en Invernadero. J. Z. Castellanos (ed). 2ª. ed. INTAGRI. México. pp. 124-150.
- Domínguez, J.; Edwards C.; Webster M. 2000. Vermicomposting of sewage sludge: Effect of bulking materials on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei*. Pedobiologia: 44:24-32.
- Elvira, C.; Sampedro L.; Benítez E.; Nogales R. 1998. Vermicomposting of sludges from papel mill and dairy industries with *Eisenia andrei*: A pilot-scale study. Bioresource Technology: 63:205-211.
- Fang Cai-xia; Luo Xing-zhang; Guo Fei-hong; Zheng Zheng; Li Zhe-qin. 2010. Nitrogen Removal in Earthworm Eco Filter Treating Domestic Wastewater. Environmental Science 2010-02.CNKI: SUN: HJKZ.0.2010-02-014.
- Garzón Z. M. A.; Lessard P.; Aubry G.; Buelna G. 2007. Aeration effect on the efficiency of swine manure treatment in a trickling filter packed with organic materials. Wat. Sci. Tech., 55(10), 135-143.
- Garzón Z. M. A.; Lessard M. A.; Buelna P. G. 2003. Determination of the hydraulic residence time in a trickling biofilter filled with organic matter. Environmental Technology 24 (5) pp. 605 – 614.
- Garzón Z. M. A. 2001. Mécanismes d'enlèvement de l'azote du lisier de porc par Biofiltration aéré sur tourbe. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering, Laval University, Québec, Canada.
- García, M.; Mariño, F.; Mato S. 1999. Effect of diet on growth and reproduction of *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Lumbricidae) reared in individual cultures. Pedobiologia 43:267-275.
- Han Runping; Lu Yongsan; Yang Jian; Liu Hongmin. 2004. Pilot test on multiple layer microbial-earthworm eco-filter system for sewage treatment. Acta Scientiae Circumstantiae. 2004-03. ISSN:0253-2468.0.2004-03-015.
- Hernández, J. A.; Contreras, C.; Palma, R. 2006. Efecto de los restos de la industrialización de la palma aceitera sobre las etapas de crecimiento y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia andrei*). Rev. Fac. Agron., julio 2006, vol.23, no.3, p.319-330. ISSN 0378-7818.
- Jing Liu; Zhibo Lu; Jian Yang; Meiyang Xing; Fen Yu. 2009. Ceramsite-Vermifilter for Domestic Wastewater Treatment and Reuse: An Option for Rural Agriculture, Energy and Environment Technology, International Conference on, vol. 2, pp. 472-475, 2009 International Conference on Energy and Environment Technology.
- Jian Yang; Shuangfu Zhang; Jian Yang; Zhibo Lu. 2009. Analysis on the Performance of Vermifilter at Low Temperature in Winter, Energy and Environment Technology, International Conference on, vol. 3, pp. 193-197, 2009 International Conference on Energy and Environment Technology, 2009.
- Juárez B. E.; Rico R. A. 1996. Mecánica de Suelos. Tomo 1. Fundamentos de la Mecánica de Suelos. Editorial: LIMUSA- Noriega Tercera Edición. Decima séptima reimpresión 1996. Impreso en México, D.F. ISBN 968-18-0069-9.
- Lemaire, F.; Fatigues, A.; Revière, L. M.; Charpentier, S.; Morel, P. 2003. Cultures en post et conteneurs, principes agronomiques et applications. 2ª ed. INRA. Paris. 210 p.
- Linping K.; Kerstens W.; Phu Cuong N.; Verstraet W. 1998. Treatment of domestic wastewater by enhanced primary decantation and subsequent naturally ventilated trickling filtration. Water, air and soil pollution: 113 (1-4), 43-62.
- Li Xu-dong; Qiu Jiang-ping; He Xiao-Juan; Xiao Yi-qun. 2008. Pilot-scale Study on Municipal Wastewater Treatment by Vermibiofilter. Water Purification Technology. 2008-04. CNKI:SUN:ZSJS.0.2008-04-012.
- Metcalf and Eddy Inc. 2003. Wastewater Engineering. Treatment and Reuse. 4ª. Edición. MacGraw Hill. Nueva York. 1819. pp.
- Neuhauser, E.; Hartenstein R.; Kaplan L. 1980. Growth of the earth *Eisenia foetida* in relation to population density and food rationing. Oikos: 35:93-98
- Reddy, M. 1998. Biological and Chemical Systems for Nutrient Removal. Water Environment Federation. ISBN 1572781238.
- Singh D. P.; Dwivedi S. K. 2005. Environmental Microbiology and Biotechnology. New Age International Publishers. 228 pp. ISBN: 81-224-1510-5. Printed in India. Chapter: Vermiculture Biotechnology and Biocomposting 97-105 pp.
- Sinha R. K.; Gokul B.; Uday C. 2008. Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. The environmentalist, 2008, vol. 28, no4: pp. 409-420 [12 page(s), ISSN 1573-2991.
- Schuldt, M. 2004. Lombricultura fácil. Work Graf, S. R. L. Buenos Aires, Argentina. 2004. ISBN 987-43-7070-X.
- Shuldt M.; Rumi A.; Gutiérrez G. D. E. 2005. Determinación de "edades" (clases) en poblaciones de *Eisenia fetida* (Annelida: Lumbricidae) y sus implicaciones reprobriológicas. Revista del Museo de La Plata 2005, Zoología, 17 (170): 1-10 pp. ISSN 0376-4338.
- William G.; Sheikh B.; Holden R.; Konretas T.; Nelson K. 2007. The impact of increase loading rate on granular media, rapid depth filtration of wastewater. Wat. Res.: 41, 4535-454.
- Ying-Chih Chiu; Li-Ling Lee; Cheng-Nan Chang; Chao A. C. 2007. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. International biodegradation and biodegradation: 59, 1-7.

Yin-Sheng Li; Yi-Qun Xiao; Jiang-Ping Qiu; Yi-Qi Dai; Robin, P. 2009. Continuous village sewage treatment by vermifiltration and activated sludge process. *Water Science & Technology*, 60.11, 2009.

Xing Mei-yan; Yang Jian; Xiao-jie M.A.; Chen Qiao-yan. 2008. Study on Nitrification Performance of Vermibiofilter and Its Influencing Factors. *China Water & Wastewater*. CNKI:SUN:GSPS.0.2008-03-006.

REFERENCIAS ELECTRÓNICAS

APHA. 2005. Standards methods for the examination of water and wastewater. 21a ed. American Public Health Association. Washington, EUA. 1368 p. Disponible en: <http://www.standardmethods.org>.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 1997. Norma Oficial Mexicana. NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos de contaminantes permisibles en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación 16/01/1997. Disponible en: <http://www.profepa.gob.mx/innova-portal/file/3290/1/nom-001-semarnat-1996.pdf>.

HACH. 2000. Manual de análisis de agua. Segunda Edición en Español. Hach Company, Loveland, Colorado, U.S.A. Disponible en: www.hach.com/asset-get.download.jsa?id=7639984469.

Koehler, P. L. 2005. Method and apparatus for bio sustaining waste activated vermicular environment. United States Patent Application Publication. Pub. Num. US 2005/20050133442*1. Disponible en: <http://www.google.com.br/patents/US20050133442>.

Shankar, H. S.; Pattanaik, B. R.; Bhawalkar, U. S. 2005. Soil conditioning products from organic waste. United States Patent Application Publication. Pub. Num. US 20050210941 A1. Disponible en: <http://www.google.de/patents/US20050210941>.

Slejska, A. 1996. Vermicomposting of wastes from paper pulp industry. http://www.vurv.cz/czbiom/clen/as/engl_verm.html.

Villagra, F. A. 2008. Method and system for inoculating bacteria in contaminated water using earthworm humus. United States Patent Application Publication. Pub. Num. US20050210941A1. Disponible en: <https://www.google.de/patents/US7540960?pg=PA1&d>