



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Evaluación del potencial de un sistema de vermifiltración mediante el uso de lombrices de tierra (*Eisenia fétida*) para el tratamiento de aguas residuales a escala de laboratorio.

I.C. Alison Acosta Quintana

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ingeniería
Área Curricular de Ingeniería Civil y Agrícola
Bogotá, Colombia
2017

Evaluación del potencial de un sistema de vermifiltración mediante el uso de lombrices de tierra (*Eisenia fétida*) para el tratamiento de aguas residuales a escala de laboratorio.

I.C. Alison Acosta Quintana

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:
Magister en ingeniería – Recursos hidráulicos.

Directora:

Química MSc., Ph.D., Martha Cristina Bustos López

Línea de Investigación:

Saneamiento – Tratamiento de aguas residuales

Grupo de Investigación en Resiliencia y Saneamiento - RESA

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería

Área curricular de Ingeniería Civil y Agrícola

Bogotá, Colombia

2017

A mis padres y hermanos por su gran apoyo.

Agradecimientos

Química y Directora de Tesis Martha Cristina Bustos, quien me asesoro en la investigación y me permitió realizar los ensayos en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.

Analistas del Laboratorio Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia.

Resumen

La filtración utilizando lombrices de tierra vermifiltración, se utiliza como tratamiento secundario para el tratamiento de aguas residuales, donde el cuerpo de la lombriz funciona como un filtro biológico por medio del mecanismo de la ingestión y la biodegradación de residuos orgánicos. En este trabajo se realizó la evaluación de un sistema de vermifiltración, a escala de laboratorio, para depurar aguas residuales, empleando agua residual sintética con concentraciones promedio de 1776 mg DQO/l, 1027 mg DBO/l y 221 mg SST/l y aplicando tres cargas hidráulicas superficiales (13, 20 y 27 l/m²*d). Los valores obtenidos de eficiencia de remoción para los parámetros de DQO, DBO y SST, para la máxima carga aplicada son de 72%, 71% y 84% respectivamente. Comparando el sistema de vermifiltración con un sistema de filtración convencional se obtiene con cargas altas (27 l/m²*d) las mismas eficiencias de remoción para DBO, DQO y SST. Sin embargo el sistema convencional tiende a reducir su eficiencia al incrementar la carga hidráulica aplicada, mientras que el vermifiltro tiende a aumentarla. En el vermifiltro se supone, que las lombrices de tierra muelen el limo y arena, aumentando la superficie específica total, lo cual mejora la capacidad de "adsorber" los compuestos orgánicos e inorgánicos de las aguas residuales y, adicionalmente, no hay formación de lodos que en comparación con un sistema convencional implicaría un gasto adicional.

Palabras clave:

1. Vermifiltración
2. Lombrices de tierra (*Eisenia fétida*)
3. Carga hidráulica superficial

Abstract

Filtration using earthworms, known as vermifiltration is utilized as secondary treatment used for wastewaters, in which the worm body works as a biological filter through the mechanism of ingestion and biodegradation of organic waste. This work carried out the evaluation of the potential of a laboratory-scale vermifiltration system to purify waste water, using synthetic wastewater with average concentration of 1776 mg COD/l, 1027 mg BOD/l and 221 mg TSS/l and applying three hydraulic charges per surface (13, 20 and 27 l/m²*d). Values obtained of removal efficiency for the COD, BOD and TSS parameters, for the maximum applied load are 72%, 71% and 84% respectively. Comparing the vermifilter system with a conventional filtration system, it is obtained with high organic loads (27 l/m²*d) the same removal efficiencies for the COD, BOD and TSS. However, the conventional system tends to reduce its efficiency by increasing the hydraulic load applied, while the vermifilter tends to increase it. However, the conventional system tends to reduce its efficiency by increasing the hydraulic load applied, while the vermifilter tends to increase it. Inside vermifilter it is assumed, earthworms grind silt and sand, increasing the total specific surface area, which improves the ability to "adsorb" organic and inorganic compounds of wastewater and additionally there is no sludge formation, which compared to conventional system involves additional expenses.

Keywords:

1. Vermifiltration.
2. Earthworms (*Eisenia fetida*)
3. Hydraulic load per surface

Contenido

	Pág.
Resumen	IX
Lista de figuras	XIII
Lista de tablas	XIV
Lista abreviaturas	XV
Definiciones	XVI
1. Introducción	1
2. Objetivos	1
2.1 Objetivo general.....	1
2.2 Objetivos específicos	1
3. Marco teórico	7
3.1 Tratamiento convencional para aguas residuales	7
3.1.1 Tratamiento preliminar	7
3.1.2 Tratamiento primario	8
3.1.3 Tratamiento secundario.....	9
3.1.4 Tratamiento terciario	15
3.2 Filtros en medios granulares.....	15
3.3 Estudios de Vermifiltración	18
3.4 Lombrices de tierra (<i>Eisenia fétida</i>).....	24
4. Materiales y metodos	29
4.1 Diseño de prototipos	29
4.2 Construcción de los filtros	32
4.3 Ensayos preliminares.....	36
4.4 Condiciones de operación de los filtros.....	36
4.5 Evaluación aplicada.....	40
4.5.1 Carga aplicada y removida.....	40
4.5.2 Eficiencia de remoción	41
4.5.3 Análisis estadístico.....	41
5. Resultados y discusión	43
5.1 Resultados de laboratorio	43
5.1.1 Afluente.....	43
5.1.2 Efluente – Vermifiltro y filtro control	45

5.1.3	Carga aplicada y removida	48
5.2	Eficiencia de remoción	53
5.2.1	Análisis estadístico	56
5.2.2	Eficiencia promedio	57
5.2.3	Discusión general	60
6.	Conclusiones y recomendaciones	63
6.1	Conclusiones.....	63
6.2	Recomendaciones.....	64
	Bibliografía	65
A.	Anexo: Resultados de Laboratorio estudios previos.....	71
B.	Anexo: Análisis estadístico de eficiencia de remoción	73

Lista de figuras

Figura 4-1. Curva granulométrica para Grava.....	30
Figura 4-2. Curva granulométrica para Arena.....	31
Figura 4-3. Registro fotográfico materiales utilizados para el montaje de los filtros.	33
Figura 4-4. Registro fotográfico para el montaje del vermifiltro y filtro Control.	34
Figura 4-5. Montaje del vermifiltro y filtro control en el LIA.....	35
Figura 5-1. Caracterización del Afluente.....	44
Figura 5-2. Resultados Efluente - Vermifiltro	46
Figura 5-3. Resultados Efluente – Filtro Control	47
Figura 5-4. Carga de DQO aplicada y removida por área.	49
Figura 5-5. Carga de DBO aplicada y removida por área.	50
Figura 5-6. Carga de SST aplicada y removida por área	51
Figura 5-7. Diagrama de cajas – Cargas removidas	52
Figura 5-8. Carga orgánica vs Eficiencia de DQO Total.....	54
Figura 5-9. Carga orgánica vs Eficiencia de DQO Soluble.....	55
Figura 5-10. Carga orgánica vs Eficiencia de DBO Total	55
Figura 5-11. Carga orgánica vs Eficiencia de DBO Soluble	56
Figura 5-12. . Eficiencia de remoción de DQO y DQO Soluble	57
Figura 5-13. Eficiencia de remoción de DBO y DBO Soluble.....	58
Figura 5-14. Eficiencia de remoción de SST y SSV	59

Lista de tablas

Tabla 1-1 Cargas contaminantes vertidas a los sistemas hídricos (t/año).....	2
Tabla 1-2 Carga de contaminación removida en sistemas de tratamiento de AR.	3
Tabla 1-3 Sistemas por tipo de tratamiento	3
Tabla 4-1. Composición sustrato sintético para evaluar remoción en filtros.	37
Tabla 4-2 Volumen de Agua aplicada para cada filtro.....	38
Tabla 4-3 Calendario de ensayos realizados.	38
Tabla 4-4 Métodos estándar	39
Tabla 5-1 Resultados de afluente – agua residual sintética.	43
Tabla 5-2 Resultados Efluente – Vermifiltro y filtro control	45
Tabla 5-3 Carga aplicada y carga removida Vermifiltro – Filtro control	48
Tabla 5-4 Carga orgánica Vermifiltro – Filtro control	53
Tabla 5-5 Eficiencia de Vermifiltro – Filtro control	53
Tabla 5-6 Eficiencia de Remoción promedio para los filtros.....	57

Lista abreviaturas

Abreviatura	Término
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DBO Sol	Demanda Bioquímica de Oxígeno Soluble
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DQO Sol	Demanda Química de Oxígeno Soluble
FC	Filtro Control
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
VF	Vermifiltro

Definiciones

Abreviatura	Definición
DQO	La cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica en una muestra de agua, bajo condiciones específicas de agente oxidante, temperatura y tiempo. ¹
DQO Sol	Antes de realizar el montaje para elaborar el ensayo de la DQO el agua del efluente es filtrada. (filtro de microfibras de vidrio con diámetro 47mm y espesor de 0.25 mm)
DBO	Cantidad de oxígeno utilizado por los microorganismos en la estabilización de materia orgánica biodegradable, en condiciones aeróbicas, en un periodo de 5 días a 20 °C. En aguas residuales domésticas, el valor de DBO a cinco días representa en promedio un 65% a 70 % del total de materia orgánica oxidable. ²
DBO Sol	Antes de realizar el montaje para elaborar el ensayo de la DBO el agua del efluente es filtrada. (filtro de microfibras de vidrio con diámetro 47mm y espesor de 0.25 mm)
SST	Son la fracción de sólidos totales retenidos en un filtro con un tamaño de poro específico medido después de que ha sido secado a una temperatura específica.
SSV	Son los sólidos que pueden ser volatilizados e incinerados cuando los sólidos suspendidos totales son calcinados a una temperatura de 500 ± 50 °C, la concertación de sólidos volátiles suele considerarse como una medida aproximada del contenido de materia orgánica.
VF	Sistema de filtración con materiales granulares y lombrices de tierra.

¹ IDEAM. (2007). Demanda química de oxígeno por reflujo cerrado y volumetría. Grupo de laboratorio de calidad ambiental 2007

² IDEAM. (2007). Demanda bioquímica de oxígeno 5 días, Incubación y electrometría. Grupo de laboratorio de calidad ambiental 2007

1. Introducción

Los mayores vertimientos de agua en los ríos, son los generados por las aguas residuales de uso doméstico e industrial, casi el 95% del agua usada por las industrias se retorna a las fuentes hídricas; y de uso doméstico se retorna el 56%. Estos porcentajes representan un estimativo de acuerdo con las cifras reportadas en el Estudio Nacional del Agua 2014 (ENA). El flujo de retorno de las aguas residuales domesticas en Colombia es de 1670 Millones de metros cúbicos (Mm³), de los 2963 Mm³ de uso total³.

Según ENA 2014, “...*Los vertimientos industriales conforman una parte del caudal de retorno. El agua que no fue utilizada en el proceso productivo se retorna a las fuentes hídricas...*”, esto significa que una buena parte del caudal utilizado para el uso industrial se utiliza como elemento de transferencia de temperatura en procesos tanto de calentamiento como de enfriamiento o en actividades de lavado.

De acuerdo con cifras del monitoreo de las estaciones de la red de referencia nacional, las cargas contaminantes puntuales de materia orgánica y sólidos suspendidos presentes en los principales ríos de Colombia, provienen especialmente del sector industrial y doméstico, y han aumentado a lo largo de los últimos 15 años. En el Plan Nacional de Manejo de Aguas Residuales Municipales 2004, (PMAR), se reporta materia orgánica generada por las actividades domésticas en 1999 de 482.193 ton/año y para el sector industrial 162.000 ton/año de DBO. Comparando los datos de 1999 con los datos del 2012 del ENA (1.085.127 ton/año), se puede estimar un aumento en la generación de materia orgánica como DBO en el sector doméstico e industrial del 68%.

¹ Valores del *Capítulo 4.2.1 Características y evaluación de la demanda de agua en Colombia*. ENA 2014. Se reporta que los factores de retorno de agua fueron tomados del 2008 y el uso total del agua del 2012.

En la Tabla 1-1⁴, se presentan los valores de aguas vertidas (aguas tratadas) por el sector doméstico e industrial, se aclara que los valores más representativos son los del sector doméstico, ya que los datos de descargas industriales están limitados por la reserva estadística, según ENA 2014.

Tabla 1-1 Cargas contaminantes vertidas a los sistemas hídricos (t/año).

PARÁMETROS	DBO ₅	DQO	SST
SECTOR			
Domestico	522.439	1.021.721	1.034.323
Industrial	213.857	626.900	84.700

Fuente: Elaboración propia a partir del ENA 2014

Para realizar vertimientos a los cuerpos de agua, las aguas residuales deben ser tratadas, esto significa que previa disposición debe haber remoción de cargas contaminantes, es decir que se deben realizar los siguientes procesos, un **Pre – tratamiento** que consta de un cribado o limpieza de materiales solidos con la ayuda de rejillas, triturado y retención de arenas por medio de un desarenador; en el **Tratamiento Primario** se realizan procesos físico – químicos, como son: la coagulación o aumento de tamaño de partículas, floculación donde pretende una mezcla rápida y lenta para disminuir partículas finas; finalmente el proceso de sedimentación, el tratamiento primario puede complementarse realizando una remoción de grasas. El **Tratamiento Secundario** o también conocido como biológico, pretende remover la DBO, DQO y solidos suspendidos principalmente, también se remueven cantidades no significativas de nitrógeno, fósforo, metales pesados y bacterias patógenas. El **Tratamiento Terciario** remueve nutrientes, como nitrógeno, fosforo y compuestos orgánicos disueltos.

La remoción de las cargas contaminantes, depende de la capacidad de la planta y el tipo de tratamiento (primario, secundario o terciario), en el año 1999 se alcanza una remoción de DBO para aguas domésticas del 4% y para el 2012 del 15%. El Estudio Nacional del agua 2014 (ENA), reporta porcentajes de remoción para aguas domésticas

⁴ Valores del Capítulo 6.2.1.1. Carga contaminante puntual del 2012. ENA 2014

e industriales de DBO del 32.1%, de DQO del 31.6 y de SST de 26.5%. En la Tabla 1-2⁵ se muestran los porcentajes de remoción para cada sector.

Tabla 1-2 Carga de contaminación removida en sistemas de tratamiento de AR.

Contaminante	Remoción	
	Doméstico %	Industria %
DBO	15	54
DQO	14	49
SST	21	59

Fuente: Elaboración propia a partir del ENA 2014

En Colombia existe un déficit de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), solo el 43.5% de los municipios del país realizan algún tratamiento a aguas residuales, esto equivale aproximadamente a 583 plantas en 480 municipios de acuerdo al inventario realizado por la superintendencia de servicios públicos domiciliarios; “...De los 480 municipios que reportan STAR, 268 son pequeños prestadores (menos de 2500 suscriptores) y 222 son grandes prestadores (más de 2500 suscriptores)...”⁶

El 17.3% de los sistemas de tratamiento existentes están diseñados para procesos preliminares y primarios, en la Tabla 1-3, presentada a continuación, se reporta el número de plantas según el tipo de tratamiento y el caudal tratado. La remoción de DBO obtenida en los sistemas de tratamiento secundario supera el 80%. Sin embargo, no necesariamente corresponde a los valores establecidos en la normatividad.

Tabla 1-3 Sistemas por tipo de tratamiento

Tipo de Sistema	Número de sistemas	Caudal tratado (m ³ /s)
Preliminar	14	1.35
Primario	33	8.66
Secundario	224	13.15
Total	271	23.18

Fuente: Elaboración propia a partir del ENA 2014

Los vertimientos de aguas residuales a los cuerpos de agua no solo impactan la vida acuática, sino que principalmente, afectan la salud humana. La contaminación

⁵ Valores de remoción en el sector doméstico del 2010 y en el sector industrial del 2008. *Capítulo 6.1.2.1 Presiones por carga contaminante*. ENA 2014

⁶ Tomado de Informe técnico sobre Sistemas de tratamiento de aguas Residuales en Colombia 2013.

bacteriológica presente en las aguas negras municipales⁷ es la más relevante a nivel sanitario, ya que estas contienen grandes cantidades de microorganismos patógenos generadores de múltiples enfermedades. Esto se debe a problemas técnicos en las plantas de tratamiento, costos muy altos de operación, falta de operarios calificados para el correcto funcionamiento de las mismas. Por estas razones, surge la necesidad de ampliar u optimizar las plantas existentes o la búsqueda de nuevas tecnologías para solucionar el déficit de manejo de aguas residuales que afronta el país.

Estudios recientes en el tratamiento de aguas residuales han demostrado alta eficiencia de remoción en la vermifiltración. Este es un tratamiento secundario, conformado por material filtrante gradado y que retiene los sólidos presentes en las aguas residuales. Adicionalmente este sistema es alimentado por gravedad; su comportamiento es similar a un filtro percolador, el agua escurre por un lecho permeable en donde se adhieren los microorganismos reduciendo las cargas orgánicas. Sin embargo, con el fin de aumentar la eficiencia de remoción un vermifiltro tiene una capa de tierra con lombrices las cuales realizan un mecanismo de ingestión y biodegradación de los desechos orgánicos y sólidos. No existe formación de lodos y su proceso es libre de olores.

Investigadores han encontrado eficiencias de remoción en aguas tratadas en vermifiltro del 91 al 98% de la DBO y para los SST entre el 97 y 98%, haciendo que esta agua pueda ser reutilizada en uso agrícola o industrial. Económicamente este sistema se considera sostenible por su bajo costo operativo y porque se puede aprovechar el humus resultante del proceso de transformación de materia orgánica.

No obstante, el vermifiltro no puede considerarse como una solución a escala municipal por su gran demanda de espacio y limitada capacidad de carga. Solo resultaría aplicable para soluciones puntuales en vertimientos de bajo caudal.

En este documento se evalúa la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos de un sistema de vermifiltración con lombrices de tierra para un agua residual.

⁷ Aguas negras municipales= Aguas residuales municipales.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Evaluar el potencial de un sistema de vermifiltración mediante el uso de lombrices de tierra (*Eisenia fétida*) en un experimento a escala de laboratorio.

2.2 Objetivos específicos

- Diseñar, construir y operar un prototipo de vermifiltración.
- Evaluar la eficiencia de remoción de Demanda Química de oxígenos DQO, Demanda Bioquímica de oxígeno DBO y Solidos suspendidos SS.

3. Marco teórico

Las aguas residuales se pueden definir como aquellas resultantes de la mezcla del agua con otros líquidos y residuos sólidos por el uso humano. Esta mezcla contiene gran cantidad de sustancias y microorganismos que requieren de un manejo especial para ser desechadas. Es por esta razón que se debe realizar, previo al vertimiento, un tratamiento que sea capaz de modificar sus condiciones físicas, químicas y microbiológicas, a fin de disminuir la contaminación, evitar problemas de polución y posiblemente su reutilización. (Metcalf & Eddy, 1998)

3.1 Tratamiento convencional para aguas residuales

Generalidades

Las aguas residuales pueden ser tratadas de varias maneras con el fin de reducir los niveles de contaminantes presentes (materiales flotantes, sólidos suspendidos, materia orgánica, patógenos, metales pesados entre otros). Los métodos de tratamiento empleados para la remoción se denominan procesos físicos, químicos y biológicos, que agrupados hacen parte de un proceso de tratamiento y que pueden clasificarse como preliminar, primario, secundario y terciario.

3.1.1 Tratamiento preliminar

Consiste en remover las partículas más grandes en aguas residuales que podrían causar daños a equipos en la planta tratadora, pues se pueden encontrar materiales como trozos de madera, plásticos y hasta cáscaras de huevo. Este pretratamiento se logra con rejas y barras retenedoras. (Metcalf & Eddy, 1998)

- **Cribado**

Son barras metálicas entrecruzadas con aberturas para dejar pasar el agua. Esta malla busca remover la materia flotante que trae consigo el agua como pueden ser, papel, plásticos, troncos de madera. Estas mallas o cribas tienen que ser construidas con un material anticorrosivo para evitar el desgaste con la fricción del paso del agua. Las aberturas entre las barras pueden ser de diferentes tamaños, dependiendo del material a remover y a qué tipo de material se le quiere evitar el paso. (Metcalf & Eddy, 1998)

- **Desarenador**

Tiene como objetivo eliminar partículas más pesadas que el agua, sobre todo arenas, pero también elementos como cascaras, semillas, etc. Existen tres tipos de desarenadores, de flujo horizontal, de flujo vertical y de flujo helicoidal. Los desarenadores de flujo horizontal consisten en un ensanchamiento del canal del pretratamiento de forma que se reduzca la velocidad de flujo y decanten las partículas. Los desarenadores de flujo vertical consisten en estructuras con compartimientos de diferentes secciones que reproduzcan velocidades decrecientes entre el primer y el último módulo. Los desarenadores de flujo helicoidal son de tipo rectangulares aireados. En estos equipos se inyecta aire por medio sopladores creando una corriente en espiral de manera que permite la decantación de las arenas y genera un corriente de fondo. (Metcalf & Eddy, 1998)

3.1.2 Tratamiento primario

El tratamiento primario, busca remover los materiales que son posibles de sedimentar, de manera simple o inducida. Este último con la ayuda de químicos para aumentar de tamaño las partículas que posteriormente se sedimentan por acción de la gravedad. Todo esto con el fin de reducir los sólidos y microorganismos presentes en las aguas residuales. Específicamente en un tratamiento primario (físicoquímico), se dan los siguientes procesos:

- **Coagulación**

La coagulación se define como un proceso de desestabilización de los coloides. Estos consisten en partículas con un diámetro que oscila de 10^{-3} a $1 \mu\text{m}$ dentro de los cuales

se encuentran algas, bacterias y virus. Estas partículas coloidales presentan cargas superficiales electrostáticas que hace que existan fuerzas de repulsión entre ellas y les impida aglomerarse para sedimentar. En el proceso de coagulación se eliminan las propiedades de los coloides, las cuales hacían que se mantuvieran en suspensión. El mecanismo básico de desestabilización es anular las cargas eléctricas. Para ello se utilizan reactivos químicos que tienen la propiedad de producir la coagulación. (Metcalf & Eddy, 1998)

- **Floculación**

En la floculación se pretende acumular gran cantidad de partículas coloidales desestabilizadas en el proceso de coagulación. La agregación se ve facilitada si las partículas se ponen en contacto entre ellas. Esto se consigue mediante la mezcla y la adición de floculantes. Entre los diferentes tipos de floculantes están los polímeros y sílice activada, la cual se lleva a cabo en tanques en donde se mezclan los reactivos con el agua a tratar para favorecer la formación de flóculos. (Metcalf & Eddy, 1998)

- **Sedimentación**

Una vez coagulada y floculada el agua se procede a separar las partículas floculentas del agua que se encuentran suspendidas, esto por medio de sedimentación. En este proceso se decantan los sólidos suspendidos en el fluido bajo la acción de la gravedad. La sedimentación realiza la separación de las partículas más densas que el agua y que tengan una velocidad de sedimentación tal que permitan que lleguen al fondo del tanque sedimentador. La sedimentación puede ser simple cuando las partículas que se asientan son discretas o sea partículas que no cambian de forma, tamaño o densidad durante el descenso en el fluido, o puede ser inducida cuando las partículas que se sedimentan son aglomerables o sea que durante la sedimentación se aglutinan entre si cambiando de forma y tamaño y aumentando de peso específico. (Metcalf & Eddy, 1998)

3.1.3 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario intenta reproducir los fenómenos naturales de estabilización de la materia orgánica. La ventaja es que en ese proceso el fenómeno se realiza con más velocidad para facilitar la descomposición de los contaminantes orgánicos en períodos

cortos de tiempo. Un tratamiento secundario remueve aproximadamente 85% de la demanda biológica de oxígeno (DBO) y de sólidos sedimentables, aunque no remueve cantidades significativas de nitrógeno, fósforo, metales pesados y bacterias patógenas.

Además de la materia orgánica se presentan grandes cantidades de microorganismos bacterias, hongos, protozoos, rotíferos; los cuales entran en contacto con la materia orgánica, que les provee alimento. Los microorganismos convierten la materia orgánica biológicamente degradable en CO_2 , H_2O y nuevo material celular. Los microorganismos necesitan contacto entre ellos, la presencia de oxígeno, adecuada temperatura y pH. (En procesos aerobios)

El tratamiento secundario puede darse en un proceso aerobio, entre los cuales se encuentran los sistemas de biomasa en suspensión como los lodos activados y las lagunas de estabilización, o sistemas de biomasa adherida como los filtros biológicos y los biodiscos. También puede darse en procesos anaerobios, entre los cuales se encuentran los reactores UASB y EGSB los cuales hacen parte del sistema de biomasa en suspensión y los filtros anaerobios, reactores de lecho expandido y/o fluidizado que hacen parte de los sistemas de biomasa adherida. (Metcalf & Eddy, 1998)

- **Lodos activados:** Tratamiento de tipo biológico en el cual el agua residual y los lodos biológicos (microorganismos) son mezclados agitados y aireados. Los lodos biológicos producidos son separados y un porcentaje es devuelto al tanque de aireación en la cantidad que sea necesaria. En este sistema las bacterias utilizan el oxígeno suministrado (burbujeo o agitación) para desdoblar los compuestos orgánicos que a su vez sirven para su crecimiento. (Metcalf & Eddy, 1998)
- **Lagunas de estabilización:** Son un método simple de tratamiento de aguas residuales. El tratamiento se realiza en grandes lagunas con prolongados tiempos de retención (de 1 a 3 días) lo cual los hace insensibles a las variaciones de carga, pero requieren terrenos muy extensos. La agitación debe ser suficiente para mantener los lodos en suspensión excepto a la salida del efluente. La eficiencia de la depuración del agua residual en lagunas de estabilización depende ampliamente de las condiciones climáticas. Se clasifican en lagunas aerobias, anaerobias, facultativas y de maduración. (Metcalf & Eddy, 1998)

- **Biodisco:** Es un proceso eficaz tal como los lodos activados pero requiere un espacio mucho menor, es fácil de operar y tiene un consumo energético inferior. Está formado por una estructura plástica de diseño especial, dispuesto alrededor de un eje horizontal. Según la aplicación puede estar sumergido de un 40% a un 90% en el agua a tratar, sobre el material plástico se desarrolla una película de microorganismos, cuyo espesor esta autorregulado por el rozamiento con el agua. En la parte menos sumergida el contacto periódico con el aire exterior es suficiente para aportar el oxígeno necesario para la actividad celular. (Metcalf & Eddy, 1998)
- **Filtros biológicos:** Formado por un reactor, en el cual se sitúa un material de relleno sobre el que crece una película de microorganismos aeróbicos con aspecto de limos. El filtro puede llegar a alcanzar 12 metros de altura. El agua residual se descarga en la parte superior mediante un distribuidor rotatorio cuando se trata de un tanque circular. A medida que el líquido desciende a través del relleno entra en contacto con la corriente de aire ascendente y los microorganismos. La materia orgánica se descompone al igual que en los lodos activados, dando más material y CO_2 . La filtración con lechos, también hace parte del tratamiento secundario para aguas residuales. (Metcalf & Eddy, 1998)

Filtros percoladores

Los filtros percoladores también son llamados biofiltros, y es quizás el tipo de reactor más usado. Esta unidad no realiza un proceso de filtración propiamente dicho, sino que se trata de una torre en la que el agua residual escurre, desde arriba, por un lecho fijo en el que la biomasa se encuentra adherida.

Este lecho fijo se compone de material granular o recientemente de piezas plásticas u otros materiales, sobre las cuales se realiza una aspersion de las aguas residuales, mediante un brazo rotatorio con orificios o boquillas, el cual es movido por un motor o por la misma acción dinámica del agua al golpear con la superficie del lecho. Con el tiempo, se forma una biopelícula (*biofilm*), llamada también *zooglea*, sobre este material de

soporte; esta biopelícula o lama biológica de microorganismos se encargará de adherir y descomponer, la materia orgánica biodegradable presente en las aguas del afluente.

Esta biomasa adherida se encuentra formada, principalmente, por protistas: bacterias (aerobias y facultativas, principalmente), hongos (que predominarán si se trabaja con pH bajos) y protozoos. También se presentan larvas de insectos y caracoles. En la superficie del filtro, por efecto de la luz solar, suelen crecer comunidades de algas que podrían llegar a obstruir parcialmente el filtro.

En la medida en que avanza la operación del filtro, la biopelícula aumenta gradualmente su espesor sobre la superficie de las rocas o piezas plásticas. Esto causa que la materia orgánica que se absorbe, sea empleada por los microorganismos de la parte más superficial “capa externa”, dejando a los microorganismos de la parte interna con menos alimento y oxígeno. En consecuencia, esta “capa interna” entra en fase de crecimiento endógeno provocando pérdida de adherencia al medio de soporte, hasta que termina por desprenderse. Todo lo anterior provoca un ciclo de autolimpieza en el filtro percolador que evitará su colmatación por engrosamiento de la biomasa adherida. (Metcalf & Eddy, 1998)

Clasificación de los filtros percoladores

Los filtros percoladores se clasifican por las cargas orgánicas o hidráulicas aplicadas. Las categorías en las que se dividen son de carga baja o normal, de carga media, de alta o muy alta y de desbaste. También están los filtros de dos etapas en los que se conectan en serie dos filtros percoladores.

Filtros de baja carga: es un dispositivo relativamente sencillo y de gran fiabilidad, los filtros pueden ser rectangulares o circulares. Se mantiene una carga hidráulica constante, no por recirculación sino por medio de bombas con control del nivel de succión o con sifones dosificadores. Los tanques dosificadores son de pequeño tamaño generalmente con un tiempo de retención de tan solo 2 minutos para el caudal doble del proyecto, de tal modo que se minimice la intermitencia de la dosificación. Si el tiempo entre dosificaciones es superior a 1 o 2 horas, se reduce la eficiencia del proceso debido a que el descenso de la humedad afecta a la película biológica.

En la mayoría de los filtros de baja carga, solo los niveles superiores del mismo (0.6 a 1.2 m) presentan un desarrollo elevado de película biológica. Como consecuencia de ello, en las zonas inferiores pueden proliferar bacterias nitrificantes autótrofas que oxidan el nitrógeno amoniacal para transformarlo en nitritos y nitratos. Si se dispone de una línea piezométrica favorable, una ventaja de los filtros percoladores reside en el hecho de que el flujo se puede mantener por gravedad. El desprendimiento de olores es un problema habitual en los filtros percoladores, especialmente si el agua residual es séptica o si el clima es caluroso. (Metcalf & Eddy, 1998)

Filtros de media y alta carga: la recirculación del efluente del filtro o del efluente final permite la utilización de cargas orgánicas más elevadas. El flujo de caudal al filtro suele ser continuo, a pesar de que se considera aceptable el riego intermitente del medio filtrante. La recirculación del efluente del clarificador del filtro permite conseguir rendimientos de eliminación parecidos a los de los filtros de baja carga y de carga media. La recirculación también ayuda a prevenir encharcamientos del filtro y a reducir los problemas de olores y de proliferación de moscas.

Filtros de muy alta carga: Las principales diferencias entre los filtros de muy alta carga y los filtros de alta carga radican en mayores cargas hidráulicas y mayor profundidad. La mayoría de estos filtros se constituyen en forma de torres (Metcalf & Eddy, 1998).

Filtros de desbaste: son filtros de alta carga que se proyectan para trabajar con cargas orgánicas superiores a $1.6\text{Kg}/\text{m}^3.\text{d}$ y cargas hidráulicas superiores a $187\text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. En la mayoría de los casos, estos filtros se utilizan como pre tratamiento de aguas residuales antes del tratamiento secundario (Metcalf & Eddy, 1998).

Filtros de dos etapas: estos filtros se utilizan cuando las aguas residuales están muy concentradas requiriendo un sistema en serie con un decantador intermedio para la eliminación de los sólidos generados en el primer filtro. (Metcalf & Eddy, 1998)

- **Instalaciones físicas**

Los factores que hay que tener en cuenta en el proyecto de las instalaciones físicas asociadas a los filtros percoladores incluyen, la Dosificación del caudal, Tipo y

características de alimentación del sistema de distribución, Tipo y características físicas del medio filtrante a utilizar, Configuración del sistema de drenaje inferior, Provisión de sistema de ventilación adecuado, natural o forzado y Proyecto de los tanques de sedimentación.

Dosificación del caudal: para optimizar el rendimiento de los filtros percoladores, se debería asegurar de forma continua y uniforme el crecimiento de la biomasa, y el desprendimiento del exceso de biomasa en función de la carga orgánica. Para conseguir un crecimiento y desprendimiento uniforme, se ha comprobado que se necesitan caudales de alimentación del filtro superiores a los valores normalmente empleados.

Sistemas de distribución: Debido a su fiabilidad y facilidad de mantenimiento, el distribuidor rotatorio ha llegado a ser un elemento estándar en los procesos de filtros percoladores. El distribuidor está formado por dos o más brazos montados sobre un pivote central, que giran en plano horizontal. La velocidad de rotación varía en función de la carga orgánica y del caudal.

Medio filtrante: El medio filtrante ideal es un material que tenga un área por unidad de volumen, que sea económico y que no se obstruya fácilmente. Hasta mediados de los años sesenta, el material más empleado era granito de alta calidad o escoria triturada. Debido a problemas como la escasa superficie de poros y la facilidad de obstrucción por la biomasa, los materiales rocosos se han venido sustituyendo por medios filtrantes de plástico, madera de secoya o madera prensada.

Sistema de drenaje inferior: El sistema de recogida del agua residual, en filtros percoladores, consiste en unos dispositivos de drenaje inferior para la recogida del agua residual filtrada y de los sólidos desprendidos del medio filtrante. En el caso de medios filtrantes rocosos, el sistema de drenaje inferior suele consistir en bloques de arcilla vitrificada o parrillas de fibra de vidrio que descansan sobre el falso fondo sobre la solera del filtro. En el caso de medios plásticos, el sistema de drenaje inferior y de soporte consiste o en un sistema de apoyos y viguetas o una parrilla. Todos los sistemas de drenaje inferior deben diseñarse de modo que permitan la posterior incorporación de un sistema de ventilación forzado, en caso de que se produzcan variaciones en las condiciones de funcionamiento del filtro.

Ventilación: Para el correcto funcionamiento de un filtro percolador es de esencial importancia la existencia de un flujo de aire a través del mismo. Los principales factores que intervienen en el flujo de aire en un filtro abierto en su parte superior son la ventilación natural y la acción del viento. (Metcalf & Eddy, 1998)

3.1.4 Tratamiento terciario

El objetivo del tratamiento terciario es eliminar los nutrientes (nitrógeno y fosforo), la materia en suspensión y los compuestos orgánicos disueltos del efluente secundario mediante filtración directa, desinfección, intercambio iónico, osmosis inversa, precipitación química, electrodiálisis, destilación entre otros. Los tratamientos terciarios o avanzados pueden utilizarse como complemento al proceso convencional de depuración biológica, incluso hasta metales específicos y otros componentes peligrosos. La desinfección es el tratamiento que consigue el mayor grado de inactivación de virus y, por lo tanto, el que merece un mayor grado de control. Los sólidos disueltos se reducen por medio de procesos como la ósmosis inversa y la electrodiálisis. La eliminación del amoníaco, la desnitrificación y la precipitación de los fosfatos pueden reducir el contenido en nutrientes. Si se pretende la reutilización del agua residual, la desinfección por tratamiento con ozono es considerada el método más fiable. (Metcalf & Eddy, 1998)

3.2 Filtros en medios granulares

La filtración es una operación unitaria formada por un lecho de medio filtrante sobre el cual se distribuye continuamente el agua residual. Se emplea para conseguir mayor eliminación de sólidos en suspensión (incluida la DBO particulada) de los efluentes de tratamientos biológicos y químicos, también se emplea para eliminación de fosforo precipitado por la vía química.

- **Descripción de la operación**

La operación de la filtración consta de dos fases como son la filtración y lavado. Dependiendo del funcionamiento del filtro se puede clasificar en continuo o semicontinuo, El continuo se realiza si las dos fases se realizan de manera simultánea y semicontinuo cuando se realiza primero la filtración y luego el lavado.

Operaciones de filtración continúa

Se inunda el lecho filtrante, es decir fluye el agua por gravedad (puente de translación) y sale el agua del filtro por unos orificios de salida por debajo de la celda de filtración, para este proceso se requieren equipos de bombeo para el lavado continuo.

Operación de filtración semicontinua

La fase de filtración en la que se elimina materia particulada se lleva a cabo haciendo circular agua a través de un lecho granular. Dentro del estrato granular, la eliminación de sólidos suspendidos contenidos en las aguas residuales se realiza en un complejo proceso en el cual intervienen uno o más mecanismos de separación como tamizado, intercepción, impacto sedimentación y absorción.

El ciclo se termina cuando se empieza a aumentar el contenido de sólidos suspendidos en el efluente hasta alcanzar un nivel máximo aceptable, luego comienza la fase de lavado a contra corriente para eliminar la materia suspendida que se acumula en la parte superior del lecho granular filtrante. Para mejorar la operación de lavado se emplea agua y aire. (Metcalf & Eddy, 1998)

- **Clasificación de los sistemas de filtración**

Los principales tipos de filtración se clasifican según su tipo de funcionamiento (continuo o semicontinuo), tipo de medio filtrante empleado, sentido de flujo durante la fase de filtración (ascendente o descendente), procedimiento de lavado y método de control del flujo.

Tipos de medios filtrantes: se clasifican en función del número de capas de material filtrante única capa, doble capa y multicapa. Para un flujo descendentes los tamaños de los granos de cada capa se distribuyen de menor a mayor. Los filtros de 2 o 3 capas se desarrollan para que los sólidos suspendidos puedan penetrar a mayor profundidad en el lecho filtrante aprovechando la capacidad de almacenamiento de sólidos dentro del filtro. Filtro de capa única son profundos y se ha demostrado que la eliminación de sólidos suspendidos se produce en los primeros milímetros. El hecho de que los sólidos penetren a mayor profundidad, permite ciclos de filtración más largos.

Métodos para el control del flujo que pasa a través de los filtros de gravedad: se clasifican de caudal constante (se controla a la entrada o a la salida, para asegurar que el caudal en el filtro sea constante a la entrada, se puede controlar mediante vertederos o bombeo y a la salida mediante válvula, accionamiento manual o automático) y de variable decreciente. (Metcalf & Eddy, 1998)

- **Características del medio filtrante**

Según las características del medio filtrante se ve afectado el proceso de filtración, como la pérdida de carga en la circulación del agua a través del filtro, como a la tasa de variación de dicho aumento durante el ciclo de filtración. Si el tamaño del grano es demasiado pequeño, la mayor parte de la fuerza actuante se empleara para vencer la resistencia de fricción provocada por el lecho filtrante, si el tamaño es demasiado grande, muchas de las partículas de menor tamaño pasaran directamente a través del filtro sin ser eliminadas. (Afectando la eficacia de eliminación)

- **Mecanismos de eliminación de las partículas**

1. Retención:

- a. Mecánica: partículas de mayor tamaño que los poros del medio son retenidas mecánicamente.

- b. Contacto aleatorio: partículas de menor tamaño que los poros del medio filtrante quedan atrapados por contacto aleatorio.

2. Sedimentación: se sedimentan sobre el medio filtrante

3. Impacto: las partículas pesadas no seguirán las líneas de corriente del flujo.

4. Intercepción, muchas de las partículas se mueven según las líneas de corriente se eliminan cuando entran en contacto con la superficie del material filtrante.

5. Adhesión, se adhieren a la superficie del material filtrante al pasar por él, al obturarse el lecho la fuerza de arrastre superficial aumenta hasta un punto en que no se puede eliminar más materia. Es posible que cierta cantidad de material que atraviesa el fondo del filtro, cause una súbita aparición de turbiedad en el efluente.

6. Adsorción química, enlace/ interacción química, cuando ha entrado en contacto con la superficie del material o con otras partículas.

7. Adsorción física, fuerza electrostáticas / fuerza electrocinética / fuerzas de *Van der Waals*, cuando ha entrado en contacto con la superficie del material o con otras partículas.
8. Floculación, partículas mayores alcanzan a las menores, se juntan con ellas y forman partículas de tamaños aún mayores.
9. Crecimiento biológico: reducirá el volumen del poro y puede mejorar la eliminación de partículas mediante alguno de los mecanismos de eliminación.

La eliminación de la materia en suspensión por el mecanismo de retención puede identificarse:

1. Según variación temporal de las curvas de eliminación de concentración normalizadas a lo largo del filtro.
2. Según la forma de la curva de pérdida de carga en el filtro, si la retención es el principal mecanismo de eliminación. (Metcalf & Eddy, 1998)

3.3 Estudios de Vermifiltración

Estudios de vermifiltración han mostrado reducciones principalmente de DQO, DBO y SS. También se ha encontrado que este sistema se considera de bajo costo comparado con los sistemas convencionales, que para garantizar alta eficiencias de remoción los costos de construcción y operación son elevados por lo que los países en desarrollo no pueden adquirir. Adicionalmente no se producen lodos, esto porque las lombrices de tierra "funcionan como un filtro biológico". Se ha encontrado remociones de DBO por encima del 90%; de DQO entre un 80-90%, y, sólidos suspendidos totales entre un 90-95% de las aguas residuales con características de DBO entre 260 y 309 mg/l; DQO entre 254 y 293 mg/l y SST entre el 374 y 438 mg/l. Esta eficiencia se da por el mecanismo de 'ingestión' y la biodegradación de las lombrices hacia los residuos orgánicos, metales pesados y los sólidos de las aguas residuales. También por la "absorción" a través de las paredes del cuerpo. Este proceso es libre de olores y el efluente del vermifiltro se considera un agua limpia que puede ser reutilizada para riego.⁸

⁸ Según Sinha R, Bharambe G. y Chaudhari, 2008. Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization.

Las lombrices se han calificado como “soldados de la humanidad” según Darwin C, ya que por millones de años se han considerado expertos en la gestión de residuos y del medio ambiente, puesto que digieren residuos orgánicos. En promedio 2000 lombrices pesan 1 Kg y un millón de lombrices pesan aproximadamente 1000 Kg. Estas tienen la capacidad de albergar a millones de microbios descomponedores. Su cuerpo contiene 65% de proteína, 14% de grasa, 14% carbohidratos y 3% de cenizas. La distribución de las lombrices de tierra depende de factores como la humedad del suelo, la disponibilidad de materia orgánica y el pH. Las lombrices son tolerables a la salinidad moderada y a los productos químicos tóxicos en el medio ambiente. Se ha demostrado que tienen bioacumulación de dioxinas en los tejidos, como también se ha comprobado que soportan altas concentraciones de metales pesados. (Sinha et al 2008)

Un estudio piloto sobre Vermifiltración realizado por Xing et al (2005), en una planta de tratamiento de aguas residuales en Shanghai, alcanzó remociones de la DQO entre el 81 y 86%, de la DBO entre 91 y 98% y de los SS entre el 97 y 98%. El sistema de VF estaba conformado por un material granular y una cama de lombrices de tierra de 1m (largo) X 1m (ancho) X 1,6 (alto) en la que se colocó una población de 8000 lombrices/m², con una caracterización del agua residual de 408 mg/l de DQO, 297 mg/l de DBO y 186,5 mg/l de SS, con cargas hidráulicas de 2 a 3 m³/m²*d.

Taylor et al (2003) estudiaron el tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando camas de lombrices de tierra y llegaron a la conclusión que los gusanos pueden reducir cargas de DQO, DBO como también de Sólidos suspendidos y disueltos totales significativamente entre el 70 y 80%. También Hartenstein y Bisesi (1989) estudiaron el uso de las lombrices en los vertimientos de la ganadería, encontrando que las lombrices producen efluentes limpios y, además, que el humus de la lombriz es rico en nutrientes.

Dash (1978) y Sinha et al (2002) encontraron que las lombrices promueven el crecimiento de las bacterias beneficiosas descomponedoras en las aguas residuales, ya que se alimentan de desechos versátiles y actúan como aireador, molino, triturador, degradador químico y estimulador biológico. En un sistema de vermifiltración se dan dos procesos simultáneos, uno microbiano y otro propio de las lombrices, ya que las lombrices estimulan y aceleran la actividad antimicrobiana mediante el aumento de la

población de microorganismos del suelo y además mejora la aireación por acción de las madrigueras. (Binet et al 1998).

Los excrementos de las lombrices encontrados en los suelos contienen nutrientes, como nitrógeno y fósforo, ya que las lombrices albergan millones de microbios biodegradadores en su intestino (Singleton et al 2003). El estudio realizado por Edward y Fletcher (1988) mostró que el número de bacterias y actinomicetos⁹ aumenta hasta 1000 veces comparados con los valores contenidos en el suelo ingerido, mientras que pasa por el intestino de las lombrices. También se ha comprobado que la flora bacteriana asociada con el intestino de las lombrices de tierra tiene el potencial de degradar varias categorías de productos orgánicos. (Singleton et al 2003)

Los vermifiltros proporcionan una alta área específica hasta 800 m²/g de suelo y la fracción de huecos hasta del 60%. Los sólidos suspendidos son atrapados en la parte superior del filtro y procesados por las lombrices de tierra (Komarowski 2001). Los sólidos suspendidos y disueltos orgánicos e inorgánicos son atrapados por adsorción y estabilizados por un proceso de biodegradación por las lombrices de tierra y los microorganismos aerobios. La intensificación de los procesos del suelo y la aireación de las lombrices permiten la estabilización del sistema de filtración. (Sinha et al 2008)

Las cargas orgánicas de las aguas residuales se intensifican en el lecho de tierra por la acción de las lombrices ya que las partículas granulares de arcilla aumentan la "Conductividad hidráulica" del sistema. Además muelen el limo y las partículas de arena, dando así gran área total de superficie específica, lo que mejora la capacidad de "absorber" los compuestos orgánicos e inorgánicos de las aguas residuales que pasan por la capa de lombrices (Bhawalkar 1995).

El tiempo de retención hidráulica es el tiempo que tarda el agua residual en fluir a través del perfil del suelo en el que las lombrices de tierra habitan. Este TRH depende de la velocidad del flujo de aguas residuales, del volumen y la calidad de los suelos utilizados. Es el tiempo real dedicado por las lombrices de tierra para recuperar materia orgánica de

⁹ También llamadas como actinobacterias, se encuentran en la tierra y su función principal es descomponer la materia orgánica.

las aguas residuales como alimento. Durante este tiempo las lombrices llevan a cabo el proceso físico y bioquímico de eliminar los nutrientes. En última instancia, la reducción de DBO, DQO y los SST. Cuanto más tiempo permanezca el agua residual en el sistema de vermifiltración, mayor será la eficiencia de remoción y la retención de nutrientes. Por lo tanto el flujo de las aguas residuales en el sistema es una consideración importante, ya que determina la retención de la materia orgánica. (Sinha et al 2008)

Entre las ventajas de la tecnología con vermifiltración (VF) sobre los sistemas de filtración convencionales de tratamiento de aguas residuales, es que el VF es un sistema de tratamiento de bajo consumo y tiene una clara ventaja sobre todos los tratamientos biológicos convencionales (Lodos activados, filtros percoladores y Reactores biológicos) los cuales tienen un alto consumo de energía, y costos elevados de operación e instalación. Además este sistema no requiere de bombeo ya que la unidad de vermifiltración utiliza agua residual con flujo por gravedad. Está libre de olores gracias a la disminución de la materia pútrida en las aguas residuales, además crea condiciones aeróbicas en el lecho del suelo y los materiales de desecho por sus acciones de madriguera (Sinha et al 2008).

Algunos investigadores utilizaron la tecnología de VF para una mejor eliminación de nutrientes (Morand et al.2011). Se ha estudiado la eliminación de Nitrógeno y fósforo en un sistema de vermifiltración utilizando aguas residuales domésticas sintéticas (Fang et al 2010). También se han estudiado los efectos de la carga en la eliminación de nutrientes especialmente la correlación entre la diversidad de la comunidad bacteriana de sustratos en el lecho de las lombrices y las eficiencias de remoción de nutrientes. Como en el estudio que realizaron Wang et al (2013) y cuyo objetivo era eliminar los nutrientes de un agua residual bajo diferentes cargas de lombrices, se encontró que se reducían concentraciones de DQO, nitrógeno y fósforo durante 60 días de operación, obteniendo eficiencias entre 67 y 76%, 62 y 66% y entre el 80 y 82% respectivamente, y además encontrando que la variación en la carga de lombrices no afecta significativamente la eliminación de los parámetros evaluados.

Un sistema de vermifiltración con arenas de cuarzo se utilizó para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Los resultados mostraron el buen desempeño de vermifiltro

logrando la eliminación de DQO (47,3 a 64,7%), de DBO (54,7 a 66,4%), SS (57,1 a 77,9%) y Nitrógeno (7,6 a 14,9%). Sin embargo un aumento de la carga hidráulica llevo a una disminución en la eficiencia y la población de lombrices adultas. Además, las actividades de la proteasa, fosfatasa alcalina, y la celulasa en el cuerpo de la lombriz de tierra disminuyen, pero el superóxido dismutasa y catalasa se incrementaron con la carga hidráulica. El análisis de correlación implica que la abundancia de las lombrices de tierra más grande ($> 0,3$ g) podría jugar un papel positivo en el tratamiento de aguas residuales con vermifiltro, frente a las lombrices más pequeñas (Meiyan et al 2010)

Los modelos cinéticos de los biofiltros convencionales se basan principalmente en la degradación de la materia orgánica de la biopelícula, (Dorado et al., 2008), pero el vermifiltro tiene una característica importante que incluye la descomposición por las lombrices de tierra, por lo tanto, la investigación sobre la dinámica de la población de lombrices y la actividad enzimática, aporta información vital para establecer un modelo cinético de la degradación de la materia orgánica en el proceso de la vermifiltración en aguas residuales. (Meiyan et al, 2010)

La introducción de las lombrices fue una innovación considerable para el tratamiento de aguas residuales de los biofiltros convencionales, se había creado un nuevo método de reacción biológica mediante la ampliación de las cadenas alimentarias, en la que la energía y la transferencia de masa crea una biopelícula para la lombriz de tierra. Se ha demostrado que los Vermifiltros son buenos para el tratamiento de aguas residuales de porcinos. (Li et al., 2008).

La carga hidráulica de un vermifiltro podría alcanzar entre 2,4 a 6,7 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. Sin embargo, el tratamiento de aguas residuales ecológico, como son los humedales presenta valores de carga hidráulica inferiores a 1,6 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. (Zhang et al, 2009). Cargas hidráulicas más altas indican una mayor capacidad de procesamiento de las aguas residuales. Por lo tanto, se considera que los vermifiltros tendrían una aplicación favorable en comparación con otros tratamientos de aguas residuales biológicos. Sin embargo, según Liu et al (2008), las cargas hidráulicas afectan las tasas de remoción de DQO, DBO, SS y nitrógeno, ya que al incrementar las cargas hidráulicas se acorta el tiempo de retención hidráulico, es decir que los sustratos orgánicos no se degradan

completamente en el vermifiltro y, a su vez, incrementar las cargas hidráulicas conduce a una mayor erosión de los canales de comunicación, los cuales se consideran que disminuyen la eficacia del tratamiento en el sistema de vermifiltración.

Un estudio de cuatro meses reveló que la presencia de las lombrices de tierra en el VF podría eliminar eficazmente la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), coliformes totales y fecales, estreptococos fecales y otros patógenos. La capacidad de eliminación de patógenos en un sistema de vermifiltración de coliformes totales pasa de un afluente de 3.5×10^8 a 2.5×10^5 NMP/100 ml, como también de E coli de 1.5×10^6 a 1.4×10^4 NMP/100 ml. La posible razón para la eliminación de patógenos se atribuye al hecho de que estos patógenos quedan sometidos a diversas secreciones tóxicas ó antibióticos de las lombrices de tierra y microflora asociada (Sinha et al., 2008). Por lo tanto, existe la posibilidad de la actividad antibacteriana de los microorganismos que inhibe o previene el crecimiento de patógenos durante el tratamiento.

En 2011 un grupo de investigación de Adediran et al., compararon la capacidad de remoción de metales pesados en tres tipos de suelos con lombrices, unos modificados y otros no. La modificación consistió en la aplicación de 100 cm^3 de ácido fosfórico (H_3PO_4) por cada 100 gr de suelo. Encontraron que los suelos modificados tienen mayor eficacia tanto en tiempo como en % de remoción en metales pesados. Sin embargo concluyen que los suelos de lombrices tanto modificados como los no modificados poseen una capacidad de remoción mayor en Plomo y Cromo.

Hughes et al., en 2009, evaluaron los riesgos toxicológicos que puede causar la acumulación de sodio en un sistema de vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales con la especie *Eisenia fétida*. El estudio encontró que el cloruro de sodio (NaCl) es el más tóxico de las sales de sodio que se pueden encontrar en las aguas residuales de las lombrices. Debido a la capacidad que poseen las lombrices para desintoxicarse de NaCl y el riesgo de intoxicación era realmente bajo, encontraron que la reproducción de esta especie se ve afectada si estos están expuestos a concentraciones moderadas de NaCl durante largos períodos de tiempo. Así mismo, se encontró que el estado juvenil de la lombriz es el más propenso a una intoxicación por sales de sodio.

En 2015 Arora y Kazmi, estudiaron los efectos de la temperatura (estacional) sobre la eficacia del tratamiento y la eliminación de patógenos en aguas residuales domésticas. Durante un año la temperatura media diaria mostró una diferencia entre los 2° y los 16 °C en invierno (Dici - Feb), primavera (Mar - May), verano (Jun - Agos) y otoño (Sep - Nov). En el estudio se encontró que los cambios de temperatura afectan la DQO y la DBO así como la eliminación de patógenos, número de bacterias y actinomicetos. Sin embargo los SST y algunos hongos no tuvieron ningún cambio en las diferentes temperaturas. Por otro lado entre la primavera y otoño es decir entre los 25° y los 27° se encontró la mayor disminución de DBO y DQO. Esto pudo deberse a que a estas temperaturas la actividad, crecimiento y reproducción de las lombrices aumenta. Así mismo, en la época de verano (38°- 40 °C) la eliminación de bacterias indicadoras aumentó en un 99,9%, Salmonella en 96,9% y Escherichia coli en 99,3%. Concluyen que aunque las temperaturas extremas en el tratamiento de vermifiltración aumenten, disminuye la eficiencia.

El sistema de vermifiltración fue utilizado para el tratamiento de lodos de las aguas residuales. Los resultados mostraron que las tasas de eliminación del VF de sólido suspendido (SS), SS volátil, la DBO y DBO fueron mayores que la de un filtro biológico. Los lodos del efluente del VF tenían menor contenido de N, C y H. Estos estudios indicaron que la presencia de lombriz de tierra mejora los resultados del tratamiento del VF y promueve la estabilización del sistema. Adicionalmente, el paso por el tracto intestinal de las lombrices de tierra tuvo una influencia cualitativa y cuantitativa en la comunidad microbiana, y causó una disminución en la densidad de proteobacterias, y un aumento en la densidad de Nitrospira en el VF. (Xing et al 2012)

3.4 Lombrices de tierra (*Eisenia fétida*)

Es oriunda de Europa, pero en la actualidad abunda también en Norteamérica y en Asia occidental. Por lo general apenas mide 7 u 8 centímetros. El cuerpo de la lombriz de tierra está formado por segmentos llamados anillos o metámeros, estos segmentos están recubiertos de sedas, o pequeñas cerdas, que la lombriz usa para remover y escarbar la tierra. La lombriz de tierra es de color gris rojizo. Aunque existen diferencias de tono entre las partes superior e inferior del cuerpo, y entre diferentes partes de éste, las lombrices de tierra son, en general, de color uniforme, casi siempre rojo pálido, pero que

puede variar del rosa mate al castaño. (National Geographic, 2010)

- **Taxonomía de la lombriz**

Clase: Oligoqueta

Familia: *Lombrícidae*

Género: *Lombricus*, *Eisenia*

La lombriz de tierra tiene un cuerpo cilíndrico ahusado y segmentado. Presenta diminutas cerdas llamadas sedas. No poseen parápodos o “pies”. La cabeza es reducida, sin órganos visuales, y en su extremo está situada la boca. Tienen respiración cutánea. (National Geographic, 2010)

- **Comportamiento de la lombriz**

Las lombrices de tierra se alimentan de partículas orgánicas contenidas en la tierra que traga y que luego expulsa formando montoncitos de excrementos. Son muy beneficiosas para la agricultura, ya que airean la tierra por las galerías que excavan en terrenos húmedos. Tienen un gran poder de regeneración. (Edukativos, 2006)

Las lombrices de tierra se entierran con considerable rapidez, de forma especial en suelos sueltos; las cerdas que tienen a los lados del cuerpo les sirven de gran ayuda en sus movimientos. Al enterrarse, tragan mucha tierra, que a menudo contiene cantidades considerables de restos vegetales. Digieren la materia nutritiva presente en ésta, y depositan los restos en la superficie del suelo o en sus túneles. (Edukativos, 2006)

- **Estructura y ciclo vital**

El sistema muscular de la lombriz de tierra consiste en una serie de fibras externas circulares o transversas de músculo, que rodean el cuerpo, y una serie interna de fibras musculares longitudinales que sirven para mover las cerdas. El aparato circulatorio está formado por un vaso sanguíneo dorsal prominente y cuando menos cuatro vasos sanguíneos ventrales, que recorren de forma longitudinal el cuerpo y están conectados entre sí a intervalos regulares por medio de una serie de vasos transversales. El vaso dorsal está equipado con válvulas y es el verdadero corazón. No obstante, el bombeo de la sangre se produce sobre todo por movimientos musculares generales. (Edukativos,

2006)

El sistema nervioso central consiste en un par de ganglios suprafaríngeos, generalmente llamados cerebro, y un cordón ventral que pasa debajo del canal alimentario con ganglios en cada segmento. Las lombrices de tierra carecen de órganos sensoriales aparte de los del tacto. El aparato digestivo está formado por una faringe musculosa, un delgado esófago, un buche o receptáculo de comida de paredes delgadas, una molleja muscular empleada para moler la tierra ingerida y un intestino largo y recto. Dependiendo de la especie, los anélidos pueden reproducirse sexual o asexualmente. (Edukativos, 2006)

- **Reproducción asexual**

La reproducción asexual por fisión es un método usado por algunos anélidos y permite que se reproduzcan rápidamente. La parte posterior del cuerpo se desprende y forma un nuevo individuo. La posición de rotura está determinada generalmente por un crecimiento epidérmico. *Lumbriculus* y *Aulophorus*. Por ejemplo, son conocidos por reproducirse rompiendo el cuerpo en fragmentos semejantes. Muchos otros grupos no se pueden reproducir de esta forma, aunque pueden regenerar la mayor parte de los segmentos posteriores. Esto no es universal, y especialmente no ocurre entre las lombrices de tierra, como el folclore sugería. (Edukativos, 2006)

- **Reproducción sexual**

La reproducción sexual permite que una especie se adapte mejor a su ambiente. Algunas especies de anélidos son hermafroditas, mientras que otras tienen sexos separados. Los anélidos hermafroditas, como la lombriz de tierra, se aparean durante todo el año en condiciones ambientales favorables. La lombriz de tierra se aparea por copulación. Una pareja de lombrices se atrae por las secreciones de cada una: para copular ponen sus cuerpos juntos con sus cabezas en direcciones opuestas. El esperma es transferido desde el poro masculino a la otra lombriz. Diferentes sistemas espermáticos han sido observados en diversos géneros: espermotecas internas (cámara para almacenar esperma) o espermatóforos, que son conectados al exterior del cuerpo de la otra lombriz. (Edukativos, 2006)

La mayoría de los gusanos poliquetos tiene machos y hembras separados y fertilización externa. La primera etapa larval, que se pierde en algunos grupos, es una trocófora ciliada, similar a las que se encuentran en otros filos. El animal comienza a desarrollar sus segmentos, uno después de otro, hasta alcanzar su tamaño adulto. Los oligoquetos y las sanguijuelas tienden a ser hermafroditas y las larvas carecen de vida libre. (Edukativos, 2006)

- **Hábitat**

El hábitat de la lombriz es la tierra húmeda, aunque algunas prefieren el barro, como aquel que se encuentra a lo largo de las orillas de los lagos o pantanos. Las lombrices de tierra se pueden encontrar en el suelo de los patios y también cerca de los cuerpos de agua dulce y salada. Muchas viven en la capa superior del suelo, mientras que otras se encuentran a mayor profundidad. En las regiones tropicales, las lombrices de tierra incluso pueden encontrarse en la tierra que se encuentra en las ramas de los árboles. (Edukativos, 2006)

4. Materiales y métodos

En el este capítulo, se presenta la descripción de las actividades realizadas durante la ejecución del proyecto, desde la conceptualización de los procesos, hasta la construcción del prototipo y funcionamiento de los filtros.

4.1 Diseño de prototipos

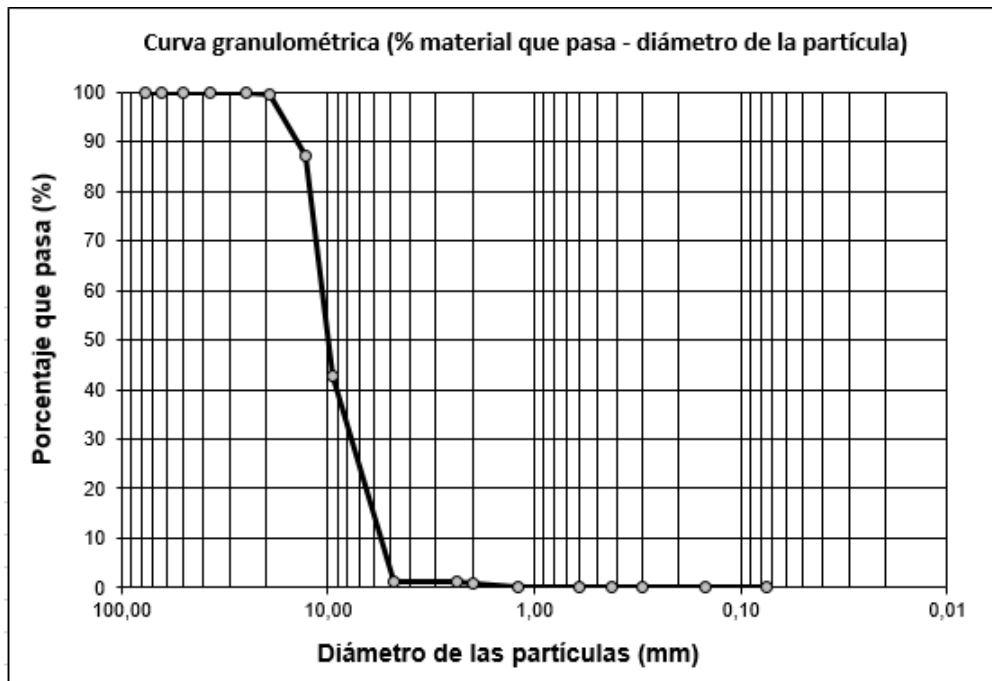
La vermifiltración corresponde a un tratamiento de filtración novedoso, para el cual no hay un procedimiento de diseño definido, comparado con los demás sistemas de filtración. Por ejemplo, para los filtros percoladores que también realizan un tratamiento biológico a las aguas residuales, tienen una conformación principalmente es de material granular sobre el cual se distribuye continuamente agua residual. Se podría pensar que el sistema de vermifiltración, es como un filtro percolador. Sin embargo, a diferencia de este en el vermifiltro se debe garantizar un área superficial apropiada, para que las lombrices de tierra pueden moverse libremente. Adicionalmente, la distribución de agua sobre el sistema debe realizarse lentamente con el fin de garantizar la remoción de materia orgánica por parte de las lombrices.

Dada la condición de contar con un área suficiente que sirva como cama de las lombrices de tierra (*Eisenia fétida*) y de acuerdo con estudios similares, se tomó como referencia el experimento de Sinha et al (2008), en el cual se utilizaron recipientes rectangulares de dimensiones aproximadas con área superficial de 50 cm X 50 cm y altura de 70 cm. Sin embargo, como la distribución de agua debe realizarse lentamente se propuso utilizar un recipiente circular con el fin garantizar que toda el área superficial sea mojada y evitar que las esquinas permanezcan secas, esto por la baja velocidad de distribución. Se utilizó un cilindro plástico transparente que además permite observar el movimiento de las lombrices. Las dimensiones del recipiente seleccionado son 0,26 m de diámetro y altura de 0,45 m.

Con el fin de evaluar el potencial del sistema de vermifiltración se propuso montar otro filtro sin lombrices como filtro control.

Para la conformación de los filtros se decidió utilizar dos capas de material granular como son grava y arena, llamados filtros multicapa de acuerdo con lo mencionado en el marco conceptual. Para los materiales a utilizar se realizaron ensayos de contenido de humedad y granulometría. Estos ensayos fueron realizados en el Laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional de Colombia. A continuación se presentan las gráficas correspondientes a la gradación para la grava y arena a utilizar, como también la descripción de los tamaños encontrados y el contenido de humedad.

Figura 4-1. Curva granulométrica para Grava.

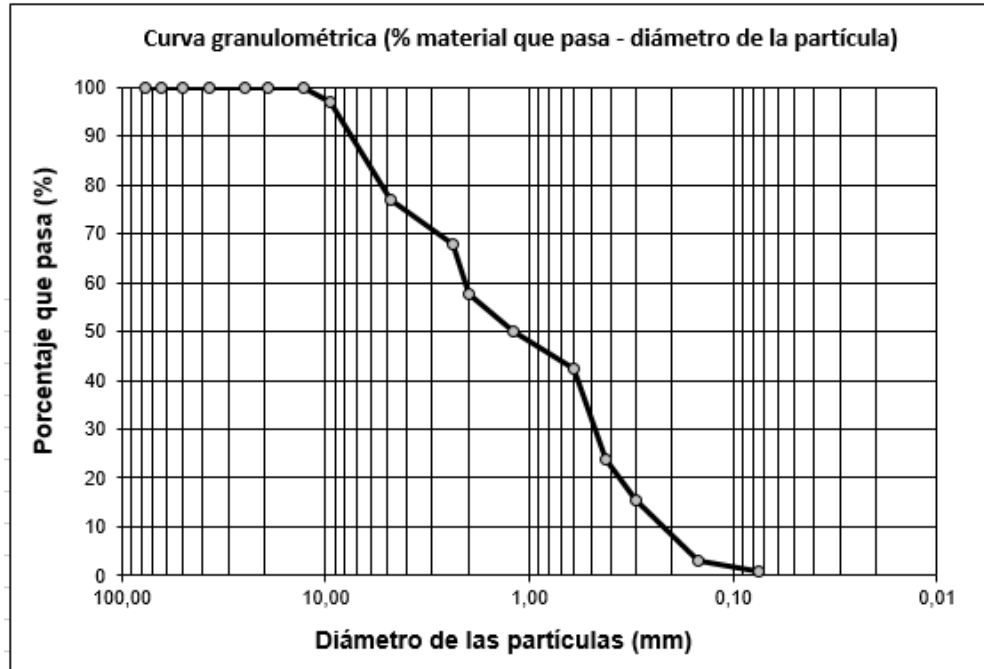


Fuente: Elaboración propia

La grava utilizada tiene tamaño máximo de partícula de $\frac{3}{4}$ ", la gradación de sobre tamaños se encuentra entre 19 mm y 4,75 mm en su mayoría, con un porcentaje del 98,6% de gravas. Sin embargo, entre los tamaños de $\frac{3}{8}$ " y Tamiz No. 4 (4,75 mm) se encuentra la mayoría del material granular con un 80% aproximadamente. El contenido de arenas en este material granular es de 1,2% y de finos es de 0,3%. En cuanto al

contenido de humedad de 0,8%, se puede decir que es contenido de humedad típico de las gravas.

Figura 4-2. Curva granulométrica para Arena



Fuente: Elaboración propia

El tamaño máximo de partículas es de 3/8", que representa el 22,9% de gravas entre tamaños de 9,50 mm y 4,75 mm en este material arenoso. Entre el tamiz No. 8 (2,38 mm) y el tamiz No 100 (0,15 mm) se observa que la distribución de los tamaños del material es uniforme, sobresaliendo las partículas de material de 2.00 mm, 0,43 mm y 0,15mm. El contenido de arena es del 76,1% y de fino es del 1,0%. Su contenido de humedad es del 15,7%.

De acuerdo con la gradación presentada se determinaron los espesores de material de la siguiente manera para ambos filtros (vermifiltro y filtro control), distribuidos de abajo hacia arriba así: una capa inferior de grava con un espesor de 20 cm, sobre ella se colocara la capa de arena con un espesor de 10 cm, y por último en la capa superior del filtro con un espesor de 5 cm se distribuirá Tierra, que para el caso del vermifiltro será la capa donde se liberaran las lombrices de tierra (*Eisenia fétida*) y para el caso del filtro control esta capa quedara sola.

Con el fin de hacer el sistema de bajo costo, la distribución del agua debía efectuarse por gravedad, para lo cual se colocaron unos recipientes elevados, que dosificaron el agua residual por goteo, garantizando así una velocidad del flujo de aproximadamente entre el 0,18 l/h y 0,35 l/h, por qué esto equivale a una carga entre el 13 y el 27 l/m²*d. Esta velocidad se estimó teniendo en cuenta la literatura consultada, en donde se menciona que las lombrices de tierra en un periodo entre 1 hora y 5 horas realizan el proceso de filtración dependiendo de la carga hidráulica por área superficial aplicada. La carga óptima para un sistema de tratamiento biológico vermifiltro se encuentra entre 120 y 150 l/m²*d aproximadamente. Teniendo en cuenta lo anteriormente mencionado se decidió trabajar con 3 cargas hidráulicas teóricas de 80, 120 y 160 l/m²*d. Sin embargo, por condiciones de operatividad a los filtros se les suministro agua residual por 4 horas al día, es decir que la carga real aplicada es de 13, 20 y 27 l/m²*d. En el numeral de operación del filtro se determinó el volumen de agua a tratar para cada carga hidráulica por área superficial utilizada.

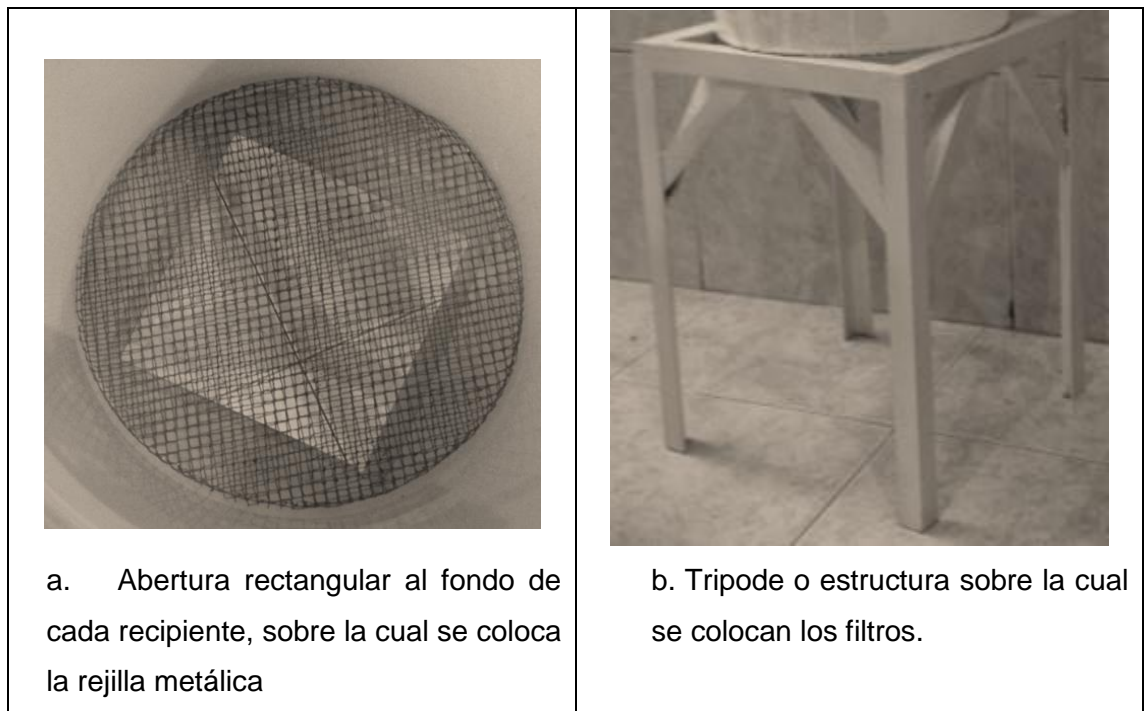
4.2 Construcción de los filtros

Se seleccionaron dos recipientes circulares transparentes teniendo en cuenta lo que se mencionó en el numeral 4.1. Se utilizaron los botellones comerciales para agua potable de 20 litros, las medidas de este recipiente son: de diámetro 0.26m (área superficial 0,053 m²) y profundidad de 0.45 m. En el fondo del recipiente se hizo un hueco cuadrado (0.20 m X 0.20 m) para permitir el paso del agua, y para sostener el lecho filtrante se colocó una rejilla metálica a la cual se aplicó anticorrosivo con el fin de evitar oxidación, la rejilla tiene aberturas de 5mm para permitir el paso del agua. Una vez se tuvo el recipiente con la abertura y la rejilla como se puede observar en imagen de la **Figura 4-3 (a)**, se colocó sobre una estructura metálica (altura 0.30m) de tal manera que se recolectara el agua filtrada por la parte inferior, en un recipiente.

Una vez se tiene el recipiente con la rejilla, se procedió a agregar una capa de gravas con tamaños de partículas entre 19mm y 4,75 mm hasta una profundidad de 0,20 m. Se garantiza que el material quede compactado y distribuido de manera manual. Por encima de esta capa se coloca la arena gris con tamaños entre 2,38 mm y 0,15 mm hasta una profundidad de 0,10 m; de igual manera se debe garantizar que el material quede distribuido en el área del recipiente y apisonado manualmente con el fin de reducir los

vacíos. Por último, se agrega la tierra con un espesor de 5cm, y se introducen las lombrices de tierra. Estas representan una masa de 465,66 gramos al inicio del ensayo, en donde aproximadamente 1gramo equivale a 3 lombrices. Para el caso del filtro control no se introducen lombrices. En ambos casos se debe garantizar que el material quede distribuido y compactado manualmente, para el vermifiltro se debe extender las lombrices en el área circular, dejándolas tapadas por una pequeña capa de tierra.

Figura 4-3. Registro fotográfico materiales utilizados para el montaje de los filtros.



Fuente: Elaboración propia

Para la dosificación del agua residual Sintética, se utilizó un recipiente plástico por filtro de 1,5 litros de capacidad (de gaseosa), el cual se rompió en el fondo para conectar un tubo delgado, de los que se utilizan para dosificar el suero en la sangre y se garantizó que no existieran fugas aplicando silicona. Estos recipientes fueron amarrados con alambre a la boca de cada botella, los cuales se colgaron a un arco metálico de altura 1,60m.

Figura 4-4. Registro fotográfico para el montaje del vermifiltro y filtro Control.



Fuente: Elaboración propia

Como último paso de la fase constructiva se colocó un recipiente recolector para el efluente de cada filtro (Vermifiltro y filtro control) con capacidad de 3 litros. Una vez concluido el montaje de cada filtro, se procedió a verificar que el sistema funcionara en óptimas condiciones, para lo cual fue necesario agregar 1 litro de agua potable en los recipientes dosificadores, fijando el paso del agua por goteo, verificando que el agua escurriera entre el material granular y por ultimo midiendo el agua en cada recipiente recolector. En la **Figura 4-5** se puede observar el montaje final de cada filtro, el cual fue realizado en el laboratorio de ingeniera ambiental LIA.

Figura 4-5. Montaje del vermifiltro y filtro control en el LIA



Fuente: Elaboración propia.

4.3 Ensayos preliminares

Para seleccionar la concentración inicial de DQO y DBO, se realizaron ensayos preliminares utilizando agua residual doméstica, con concentraciones de DQO de 357 mg/l y de DBO de 104 mg/l, encontrando que cuando se inició la evaluación de la operación a los 15 días, ya había remoción de DBO del 95% y de DQO del 35% (Ver Anexo A). Con estos resultados se decidió utilizar agua residual industrial con altas concentraciones de DBO, empleando agua residual del centro de acopio de una industria láctea con valores de DQO de 8550 mg/l y DBO de 8250 mg/l, se obtuvieron remociones de DBO del 90% y DQO de 79% en el Vermifiltro, sin embargo también se observó una alta mortalidad de las lombrices. Por esto, para evaluar la eficiencia de remoción a escala de laboratorio de un sistema de vermifiltración se utilizó un agua residual sintética cuyos parámetros de DQO y DBO tuvieran una concentración con valores por encima de los 1000 mg/l.

4.4 Condiciones de operación de los filtros

Previo al montaje y verificación del sistema fue necesario validar los parámetros físico-químicos del agua residual sintética a utilizar. Como ya se había mencionado, se decidió preparar esta agua en el laboratorio, debido a que este ensayo experimental ya se había probado con un agua residual industrial, en donde las condiciones de las aguas de vertimiento eran modificadas cuando se realizaban actividades de limpieza, utilizando un químico de manera irregular sobre aguas con desperdicios de leche.

Para preparar el agua residual sintética y con el fin de evaluar la eficiencia de remoción de un sistema de filtración con lombrices de tierra, se analizó la composición de un agua residual doméstica sintética propuesta por la Universidad de Valencia (2000). Se seleccionó esta fórmula puesto que utiliza compuestos fáciles de adquirir (gelatina, leche en polvo y otros componentes químicos que se encontraban en laboratorio), el valor reportado de DBO es de 146 mg/l¹⁰, por lo que fue necesario ajustar la composición a fin de cumplir con los parámetros para operación de los filtros.

¹⁰ Valor reportado en publicación por la Revista del Instituto de investigación por L Méndez et al (2004) – Tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados a escala de laboratorio.

Basados en la composición del agua residual sintética de la Universidad de Valencia (2000), citada por Rodríguez y Lozano (2012) se aumentaron los componentes aproximadamente 5 veces, realizando una mezcla homogénea; y sobre la cual se efectuaron ensayos de DQO, DBO y SST para caracterizar el agua a utilizar. Las concentraciones obtenidas en el laboratorio fueron de DQO 2066 mg/l; DBO de 843 mg/l y SST de 379 mg/l, cumpliendo con los valores requeridos como afluente. En la **Tabla 4-1** se presenta la composición del sustrato utilizado.

Tabla 4-1. Composición sustrato sintético para evaluar remoción en filtros.

Componente	Cantidad (mg/l)
Gelatina	170
Glucosa	938
Leche en Polvo	510
$MgSO_4 - 7H_2O$ (Sulfato de Magnesio)	15
KH_2PO_4 (Fosfato di ácido)	223
$(NH_4)_2SO_4$ (Sulfato de Amonio)	371
$NaHCO_3$ (Bicarbonato de Sodio)	750

Fuente: Elaboración propia

El agua residual sintética fue preparada diariamente durante 5 días de la semana, dependiendo de la carga hidráulica aplicada, como se mencionó anteriormente. Se evaluaron 3 cargas hidráulicas teóricas por área superficial (80, 120 y 160 l/m²*d), por operatividad solo se suministró agua residual por 4 horas al día es decir que las cargas reales aplicadas son de 13, 20 y 27 l/m²*d, la cuales fueron aplicadas cada una por aproximadamente 3 semanas hasta completar ocho semanas de operación (62 días).

A continuación se presenta el volumen de agua utilizado para carga hidráulica por área superficial y utilizando la composición de sustrato sintético:

- **Volumen de muestra a tratar**

De acuerdo a las diferentes cargas hidráulicas aplicadas (13, 20 y 27 l/m²*d), se calcula el volumen de agua a tratar por área superficial del filtro (0,053 m²), esto corresponde a una relación de litros por hora. Sin embargo, como se mencionó en la parte de diseño del prototipo, por cuestiones de operatividad se pretende que el agua residual sea dosificada por 4 horas al día. En la **Tabla 4-2** que se muestra a continuación se relaciona el volumen a tratar para cada filtro por día.

Tabla 4-2 Volumen de Agua aplicada para cada filtro.

Carga real aplicada (l /m ² *d)	Volumen por hora (l)	Volumen aplicado por día (l)
13	0,18	0,71
20	0,26	1,06
27	0,35	1,41

Fuente: Elaboración propia

Para la operación de los sistemas de filtración se establecieron las siguientes condiciones: una ventilación adecuada, la cual fue garantizada en el laboratorio de ingeniería ambiental, adicionalmente en este cuarto se tenía una temperatura ambiente y poca entrada de luz solar. Bajo estas condiciones de operación se aplicó el sustrato sintético para ambos filtros. Aproximadamente a las 9:00 am, se colocaba en cada recipiente dosificador el volumen de agua dependiendo de la carga hidráulica aplicada. Una vez se tenían los recipientes con el agua del afluente se procedía a graduar el catéter con la dosificación correspondiente. En este proceso se encontró que en 4 oportunidades se obstruía el catéter del vermifiltro o del filtro control por lo que la dosificación no se cumplía. Pasadas las 4 horas de operación de los filtros, más una hora se procedía a medir el agua en los efluentes, aproximadamente sobre las 2:00 pm, verificando que el volumen de entrada fuera igual al volumen de salida.

Para realizar los ensayos al efluente del vermifiltro y del filtro control, se tomaban las muestras filtradas del agua dos días de la semana, exactamente los días miércoles y viernes. Los ensayos realizados para el agua cruda y tratada fueron DQO total, DQO soluble, DBO total, DBO Soluble, SST y SSV.

En la **Tabla 4-3** se presenta el calendario de ensayos realizados:

Tabla 4-3 Calendario de ensayos realizados.

Semana	Fecha	Día	Carga aplicada (l/d *m ²)	Observación	
1	Jueves 09 de Junio 2016	0	13	Arranque del sistema	
2	Miércoles 15 de Junio 2016	6			
2	Viernes 17 de Junio 2016	8			
3	Miércoles 22 de Junio 2016	13			
3	Viernes 24 de Junio 2016	15			
-	Del 27 Junio al 1 Julio				No se operó el filtro
4	Miércoles 06 de Julio 2016	27			

4	Viernes 08 de Julio 2016	29	20	
5	Miércoles 13 de Julio 2016	34		
5	Viernes 15 de Julio 2016	36		
-	Miércoles 20 de Julio 2016	-		Festivo
6	Viernes 22 de Julio 2016	43		
7	Miércoles 27 de Julio 2016	48	27	
7	Viernes 29 de Julio 2016	50		
-	Del 1 al 5 de Agosto 2016	-		No se operó el filtro
8	Miércoles 10 de Agosto 2016	62		Ultimo día de operación

Fuente: Elaboración propia

- **Ensayos de laboratorio**

De acuerdo con los objetivos planteados en este documento de evaluar la eficiencia de un sistema de vermifiltración se consideraron los parámetros principales físico – químicos como indicadores de contenido de materia orgánica en las aguas residuales, los cuales corresponde a la Demanda Química de Oxígeno Total (DQO total), como también la parte soluble (DQO soluble), la Demanda Bioquímica de Oxígeno Total (DBO total), como también la parte soluble (DBO soluble), Sólidos Suspendidos Totales (SST), como también su parte volátil (SSV). Estos ensayos fueron realizados en el laboratorio de Ingeniera Ambiental de la Universidad Nacional. En el siguiente cuadro se indican los métodos estándar utilizados para los análisis de los parámetros mencionados anteriormente:

Tabla 4-4 Métodos estándar

Parámetro	Método
Demanda Química de Oxígeno DQO	S.M. 5220
DQO Soluble (filtro \emptyset 47mm y ~ 0.25 mm)	S.M. 5220
Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO	S. M. 5210
DBO Soluble (filtro \emptyset 47mm y ~ 0.25 mm)	S. M. 5210
Solidos Suspendidos Totales SST	S. M. 2540
Solidos Suspendidos Volátiles SSV	S. M. 2540

Fuente: Consultada en Laboratorio de ingeniera Ambiental LIA

4.5 Evaluación aplicada

4.5.1 Carga aplicada y removida

Para determinar la eficiencia de remoción en los sistemas de filtración estudiados (vermifiltro y filtro control), se establecieron las cargas hidráulicas aplicadas y removidas. A continuación se presentan las fórmulas utilizadas, para el afluente u agua cruda se determinará la carga aplicada, y para los efluentes del vermifiltro y filtro control se determinará la carga removida.

- **Carga aplicada por área**

La fórmula utilizada para determinar la carga aplicada por área en el afluente es:

$$Carga\ Aplicada = \frac{Q \times [C\ afluente]}{A} \quad \text{Ecuación 4-1}$$

Donde:

Carga aplicada: se puede expresar por área superficial (g/ m²*d) ó (Kg/ m²*d)

Q: Caudal aplicado para las diferentes cargas (13, 20 y 27 l/m²*d). El caudal de agua utilizado en cada filtro es 0,71, 1,06 y 1,41 l/d para cada carga respectivamente.

[C afluente]: concentraciones de DQO total, DQO soluble, DBO total, DBO soluble, SST y SSV (mg/l)

A: área superficial del filtro de sección circular (0.053 m²)

- **Carga removida por área**

La fórmula utilizada para determinar la carga removida por área en el efluente tanto del vermifiltro como del filtro control es:

$$Carga\ Removida = \frac{Q \times [C\ afluente - C\ efluente]}{A} \quad \text{Ecuación 4-2}$$

Donde:

Carga removida: se puede expresar por área superficial, para el vermifiltro y para el filtro control (g/m²*d) ó (Kg/ m²*d)

Q: Caudal aplicado para las diferentes cargas (13, 20 y 27 l/m²*d). El caudal de agua utilizado en cada filtro es 0,71, 1,06 y 1,41 l/d para cada carga respectivamente.

[C afluente]: concentraciones de DQO total, DQO soluble, DBO total, DBO soluble, SST y SSV para el agua residual sintética u agua cruda (mg/l)

[C efluente]: concentración de DQO total, DQO soluble, DBO total, DBO soluble, SST y SSV para el efluente del Vermifiltro y filtro control (mg/l)

A: área superficial del filtro de sección circular (0.053 m²)

4.5.2 Eficiencia de remoción

Como parte de los objetivos planteados en esta investigación, se propone evaluar el potencial del sistema de filtración con lombrices de tierra, esto mediante la eficiencia de remoción de un sistema aplicando la siguiente formula:

$$E = \frac{(S_0 - S)}{S_0} * 100 \quad \text{ó} \quad E = \frac{C. \text{Removida}}{C. \text{Aplicada}} * 100 \quad \text{Ecuación 4-3}$$

Dónde:

E: Eficiencia de remoción del sistema, o de uno de sus componentes (%)

S: Concentración contaminante de salida (mg DQO, DBO o SS/l)

S₀: Concentración contaminante de entrada (mg DQO, DBO o SS/l)

4.5.3 Análisis estadístico

En esta sección se muestran herramientas y metodologías estadísticas que ayudan a describir los datos de cada filtro en cada carga hidráulica aplicada y a determinar si estadísticamente existen o no diferencias entre los mismos.

- **Diagrama de Cajas:**

Para determinar el comportamiento de los datos obtenidos en cada filtro y en cada carga se utilizan los diagramas de caja o box plot. Estos son un gráfico descriptivo, utilizados en estadística para ver la simetría, dispersión, valor mínimo y máximo de los datos (entre otros), pues indican gráficamente como están distribuidos los datos. La caja muestra la mediana (línea en negrilla), el primer y tercer cuartil, las líneas punteadas o bigotes dan un indicio de la lejanía de los menores y mayores datos.

Una vez se ha visto el comportamiento de los datos y se tiene una intuición de las diferencias que pueden existir entre los diferentes filtros, es necesario determinar si tal pensamiento es válido o no, por eso se utiliza la prueba de Dunnett.

- **Prueba de Dunnett**

Para medir si el efecto de un filtro es mejor, igual o menor que el de otro filtro en estadística se utilizan diversas metodologías, pero en este caso el interés es comparar el efecto de un vermifiltro con el de un filtro control, por lo que se utiliza la prueba de Dunnett para este fin.

Esta prueba consiste en comparar la diferencia de las medias de los filtros en estudio con un estadístico de prueba; si la diferencia de las medias es mayor que el estadístico de prueba entonces hay evidencia estadística que prueba que las medias de los filtros difieren, en caso contrario las medias tienen el mismo efecto. Esto es, si

$$|\bar{y}_v - \bar{y}_c| > d_{(p,gle,\alpha)} \sqrt{\left(\frac{1}{n_v} + \frac{1}{n_c}\right) \text{CME}} \quad \text{Ecuación 4-4}$$

Entonces $\bar{y}_v \neq \bar{y}_c$.

Dónde:

\bar{y}_v : media del vermifiltro.

\bar{y}_c : media del filtro control

$d_{(p,gle,\alpha)}$: valor del estadístico de Dunnett, tomado de la tabla de Dunnett. Con p número de filtros, g son los grados de libertad del error y $\alpha = 0,05$ nivel de significancia.

$n_v = n_c$ número de tomas por filtro.

CME, Cuadrado medio del error

5. Resultados y discusión

Para evaluar el potencial del vermifiltro, se midieron los parámetros de DBO, DQO y SST, del efluente del sistema de filtración, adicionalmente con el fin de tener una referencia de los valores de cargas orgánicas se operó y evaluó otro filtro sin lombrices el cual se identificó como filtro control. A continuación se presentan los resultados obtenidos de los ensayos de laboratorio para los diferentes parámetros y finalmente el análisis de eficiencia de remoción.

5.1 Resultados de laboratorio

5.1.1 Afluente

La caracterización del agua residual sintética utilizando la composición propuesta en la **Tabla 4-1** se presenta en la siguiente tabla y posterior gráficamente para cada parámetro evaluado a lo largo de todo el ensayo experimental correspondiente a 62 días del periodo de operación de los filtros y por último se realizará un análisis de los resultados encontrados.

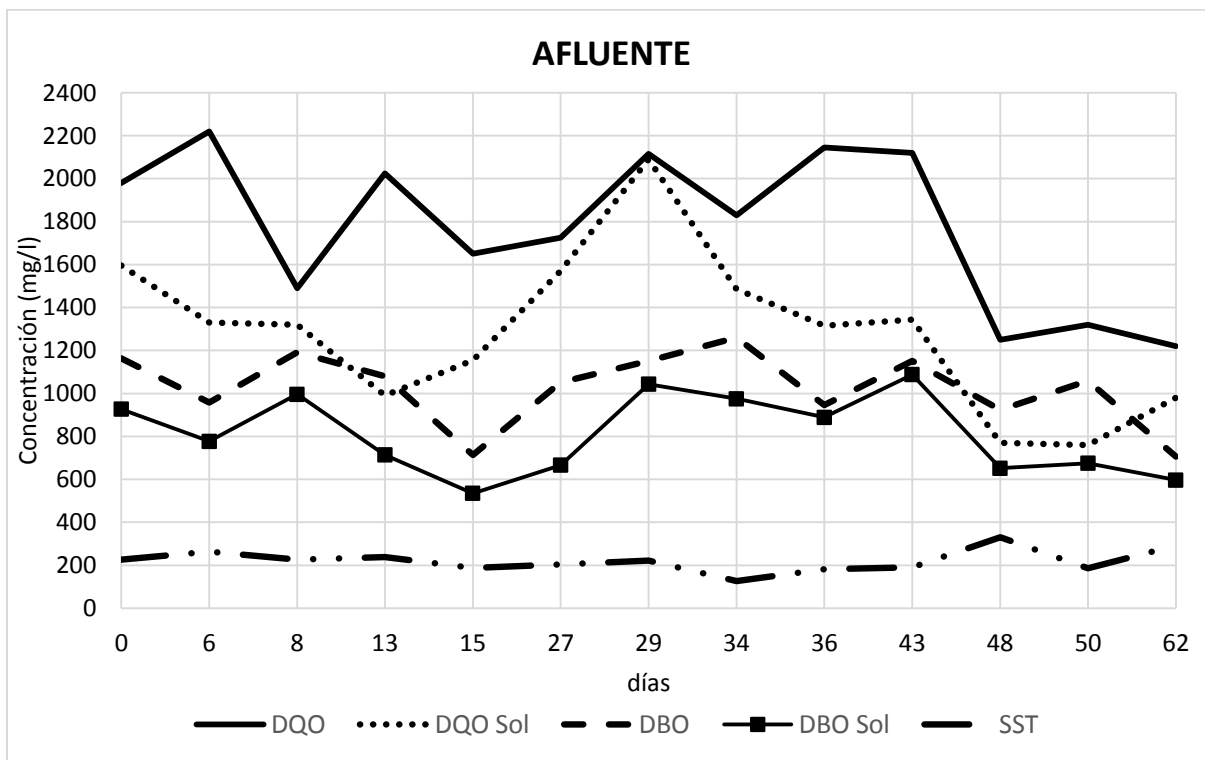
Tabla 5-1 Resultados de afluente – agua residual sintética.

Días	AFLUENTE (mg/l)						
	DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	SST	SSV	pH
0	1980	1595	1164	927	226	208	7,47
6	2220	1330	957	777	264	254	6,88
8	1490	1320	1191	996	226	216	7,38
13	2025	990	1080	714	238	236	7,32
15	1650	1155	713	535	188	180	7,46
27	1725	1570	1052	666	204	194	7,27
29	2115	2090	1151	1043	222	212	7,34
34	1830	1485	1260	975	126	118	7,32
36	2145	1315	946	889	182	174	7,28

Días	AFLUENTE (mg/l)						
	DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	SST	SSV	pH
43	2120	1343	1151	1088	190	180	7,25
48	1250	770	923	652	330	324	7,32
50	1320	760	1059	675	186	178	7,35
62	1220	980	706	597	292	288	7,52

Fuente: Elaboración propia

Figura 5-1. Caracterización del Afluente



Fuente: Elaboración propia

La DQO del agua residual sintética toma valores entre 2220 y 1220 mg/l, el porcentaje de DQO soluble, considerada la parte biodegradable o que puede ser oxidada por los microorganismos esta entre 50 y 90%, por lo que se puede inferir que los compuestos orgánicos del agua residual sintética no están siendo homogenizados con los compuestos químicos de la fórmula presentada en la **Tabla 4-1** (Sulfato de magnesio,

fosfato di ácido, sulfato de amonio y el bicarbonato de sodio), ya que en unos días como por ejemplo en el día 29, la DBO soluble es el 99% de la DBO total.

Se puede observar que la DBO total y la DBO soluble presentan una tendencia similar en los resultados obtenidos, igualmente el porcentaje de DBO soluble en la DBO total es del 80%, es decir que solo el 20% de la DBO se encuentra en suspensión, y para ser removida por un sistema de tratamiento debe darse una hidrólisis enzimática. Se presentaron valores de DBO entre 1260 y 706 mg/l.

Por otra parte, los resultados de laboratorio para los sólidos suspendidos totales del afluente se encuentran entre 330 y 126 mg/l. Esto es concordante con los valores reportados de materia sedimentable de la DBO los cuales son bajos. La fracción de materia orgánica corresponde al 96% de los sólidos suspendidos totales.

5.1.2 Efluente – Vermifiltro y filtro control

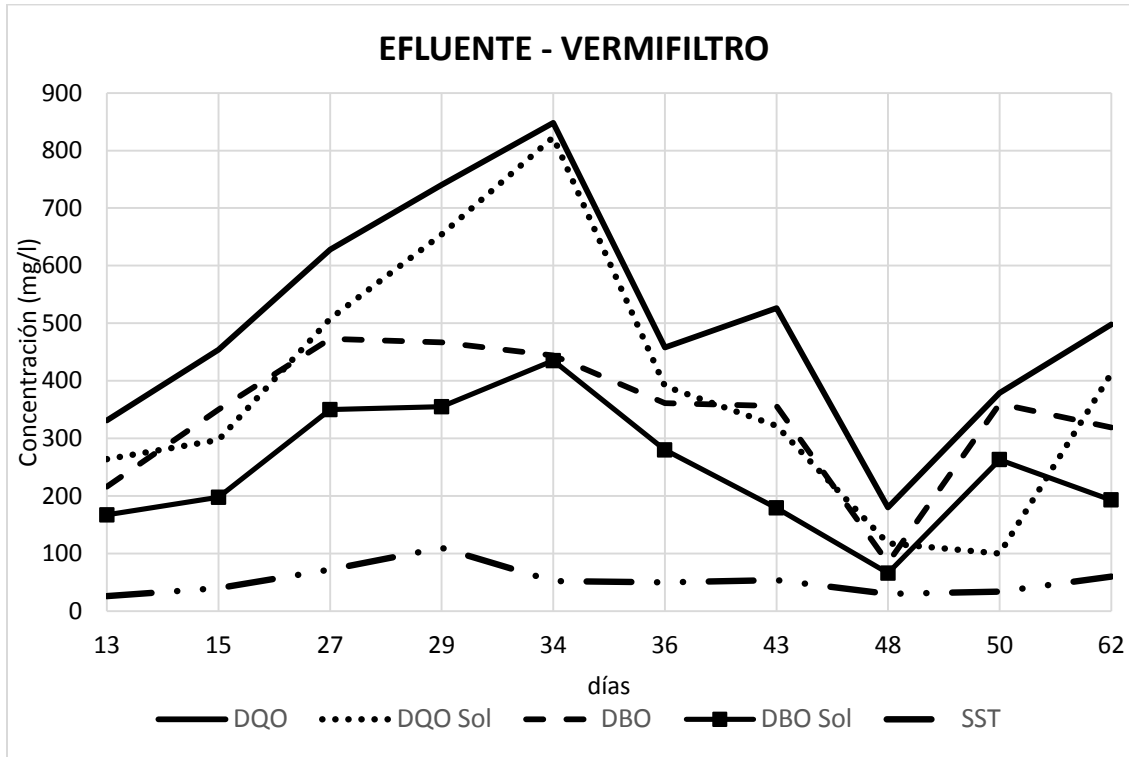
En la Tabla 5-2 se presentan los resultados de laboratorio de los efluentes, vermifiltro y filtro control. En esta tabla se puede observar los resultados a partir del día 13, ya que este es el periodo de estabilización del sistema.

Tabla 5-2 Resultados Efluente – Vermifiltro y filtro control

Carga (l/m ² *d)	Días	VERMIFILTRO (mg/l)						FILTRO CONTROL (mg/l)					
		DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	SST	SSV	DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	SST	SSV
13	13	331	264	216	167	26	20	132	128	129	104	24	16
	15	454	297	350	198	40	32	99	90	99	89	20	14
	27	628	508	473	350	72	48	224	195	129	76	48	14
20	29	740	654	467	355	110	84	272	212	257	112	64	22
	34	848	823	444	435	52	42	247	213	242	191	30	26
	36	458	390	361	280	50	36	375	331	340	292	38	26
	43	526	322	356	179	54	40	256	95	188	65	40	28
27	48	180	118	84	66	30	26	383	281	284	166	42	36
	50	379	100	360	263	34	24	337	281	227	216	32	28
	62	498	413	319	193	60	50	462	455	333	283	50	42

Fuente: Elaboración propia

Figura 5-2. Resultados Efluente - Vermifiltro



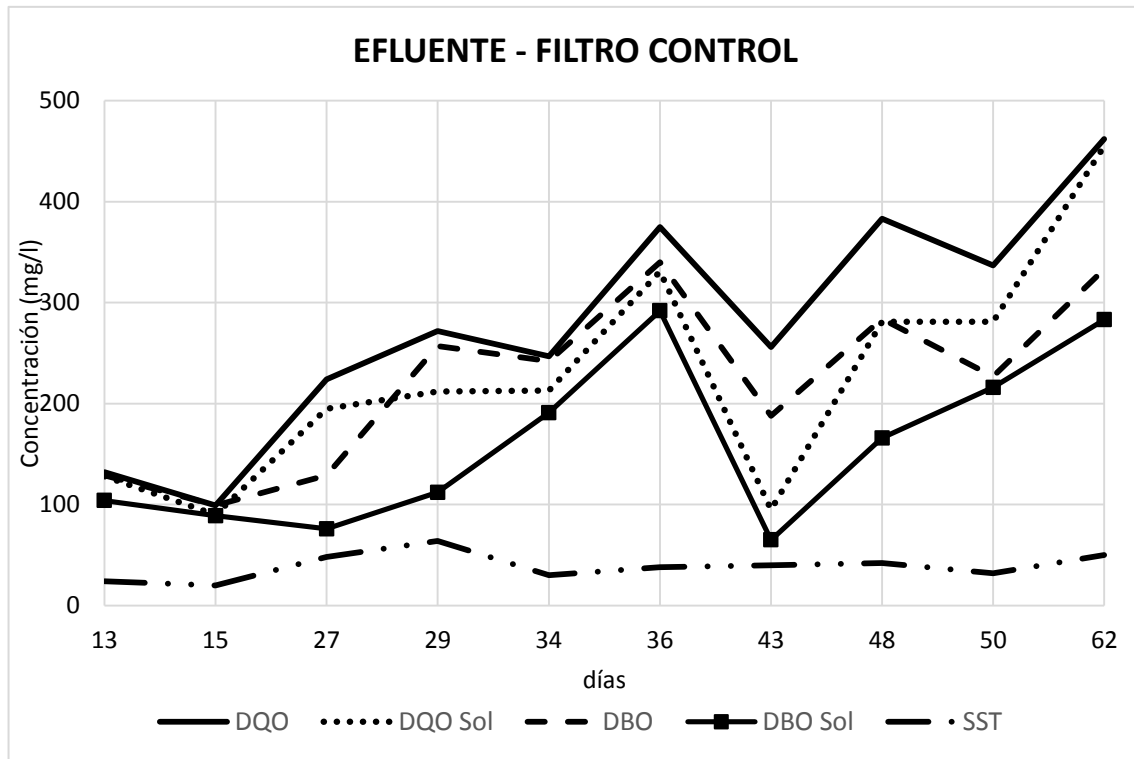
Fuente: Elaboración propia

La DQO del efluente del vermifiltro toma valores entre 180 y 848 mg/l. La DBO soluble tiene resultados entre 100 y 823 mg/l, es decir que la parte biodegradable u oxidada por los microorganismos esta entre el 26 y 97%.

El porcentaje de DBO soluble en la DBO total del efluente del vermifiltro se encuentra entre el 50 y 78%, es decir que aproximadamente entre el 22 y 50% de la DBO se encuentra en suspensión. Se presentaron valores de DBO entre 84 y 823 mg/l.

Los sólidos suspendidos totales del efluente del vermifiltro se encuentran entre 26 y 110 mg/l. La fracción de materia orgánica corresponde al 76% de los sólidos suspendidos totales.

Figura 5-3. Resultados Efluente – Filtro Control



Fuente: Elaboración propia

La DQO del efluente del filtro control toma valores entre 99 y 462 mg/l. La DBO soluble tiene resultados entre 90 y 455 mg/l, es decir que la parte biodegradable u oxidada por los microorganismos esta entre el 37 y 98%.

El porcentaje de DBO soluble en la DBO total del efluente del filtro control se encuentra entre 34 y 90%, es decir que aproximadamente entre el 10 y 66% de la DBO se encuentra en suspensión. Se presentaron valores de DBO entre 99 y 340 mg/l.

Los sólidos suspendidos totales del efluente del vermifiltro se encuentran entre 20 y 64 mg/l. La fracción de materia orgánica corresponde al 68% de los sólidos suspendidos totales.

5.1.3 Carga aplicada y removida

De acuerdo con las formulas presentadas en el numeral 4.5.1 y a partir de los resultados de laboratorio obtenidos del afluente y efluente (vermifiltro y filtro control) se determinó la carga aplicada y removida, para cada carga hidráulica aplicada (13, 20 y 27 l/m²*d). A continuación se presentan, las tablas, gráficas y su interpretación para cada parámetro de DQO, DBO y SST.

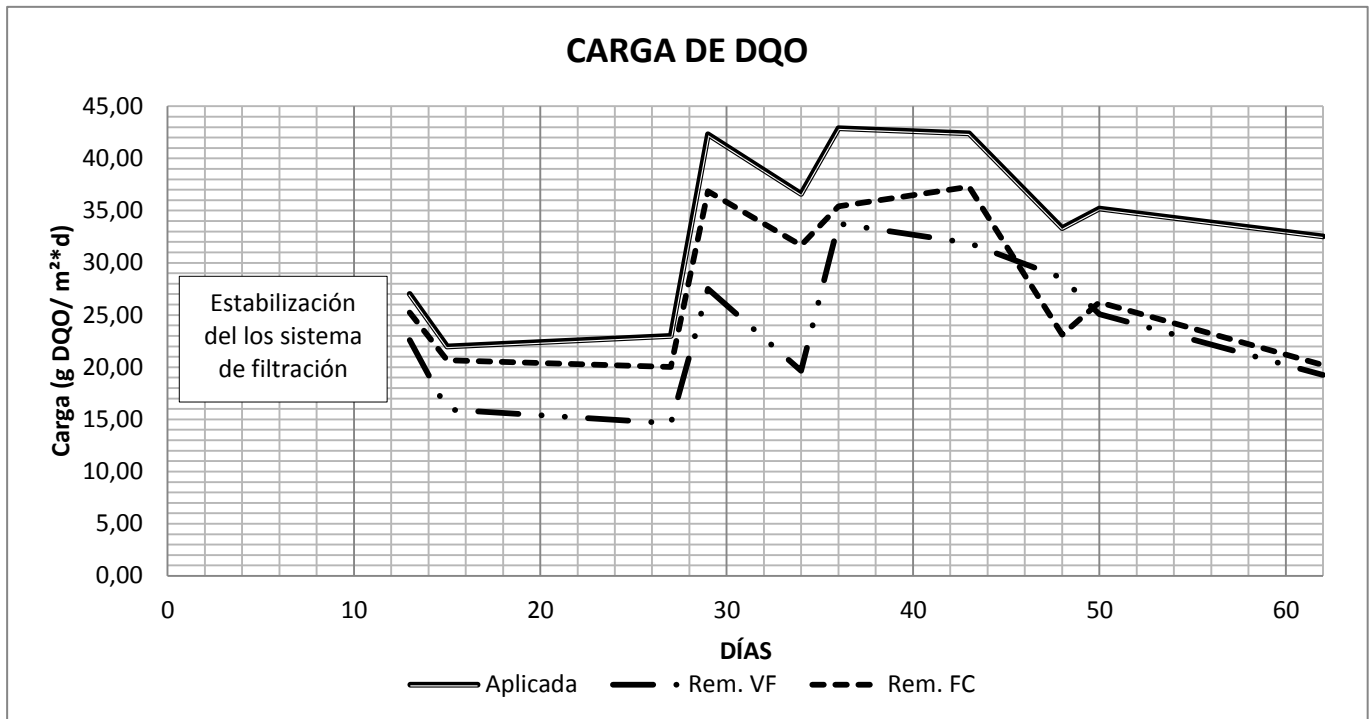
Tabla 5-3 Carga aplicada y carga removida Vermifiltro – Filtro control

Carga (l/m ² *d)	Días	CARGA APLICADA (g/m ² *d)						CARGA REMOVIDA VERMIFILTRO (g/m ² *d)					
		DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	SST	SSV	DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	SST	SSV
13	13	27,00	13,20	14,40	9,52	3,17	3,15	22,59	9,68	11,52	7,29	2,83	2,88
	15	22,00	15,40	9,51	7,13	2,51	2,40	15,95	11,44	4,84	4,50	1,97	1,97
	27	23,00	20,93	14,03	8,88	2,72	2,59	14,63	14,16	7,72	4,21	1,76	1,95
20	29	42,30	41,80	23,02	20,86	4,44	4,24	27,50	28,72	13,68	13,76	2,24	2,56
	34	36,60	29,70	25,20	19,50	2,52	2,36	19,64	13,24	16,32	10,80	1,48	1,52
	36	42,90	26,30	18,92	17,78	3,64	3,48	33,74	18,49	11,70	12,18	2,64	2,76
	43	42,40	26,87	23,02	21,76	3,80	3,60	31,88	20,43	15,90	18,18	2,72	2,80
27	48	33,33	20,53	24,61	17,39	8,80	8,64	28,53	17,39	22,37	15,63	8,00	7,95
	50	35,20	20,27	28,24	18,00	4,96	4,75	25,09	17,60	18,64	10,99	4,05	4,11
	62	32,53	26,13	18,83	15,92	7,79	7,68	19,25	15,12	10,32	10,77	6,19	6,35

Carga (l/m ² *d)	Días	CARGA REMOVIDA FILTRO CONTROL (g/m ² *d)					
		DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	SST	SSV
13	13	25,24	11,49	12,68	8,13	2,85	2,93
	15	20,68	14,20	8,19	5,95	2,24	2,21
	27	20,01	18,33	12,31	7,87	2,08	2,40
20	29	36,86	37,56	17,88	18,62	3,16	3,80
	34	31,66	25,44	20,36	15,68	1,92	1,84
	36	35,40	19,69	12,12	11,94	2,88	2,96
	43	37,28	24,96	19,26	20,46	3,00	3,04
27	48	23,12	13,04	17,04	12,96	7,68	7,68
	50	26,21	12,77	22,19	12,24	4,11	4,00
	62	20,21	14,00	9,95	8,37	6,45	6,56

Fuente: Elaboración propia

Figura 5-4. Carga de DQO aplicada y removida por área.



Fuente: Elaboración propia

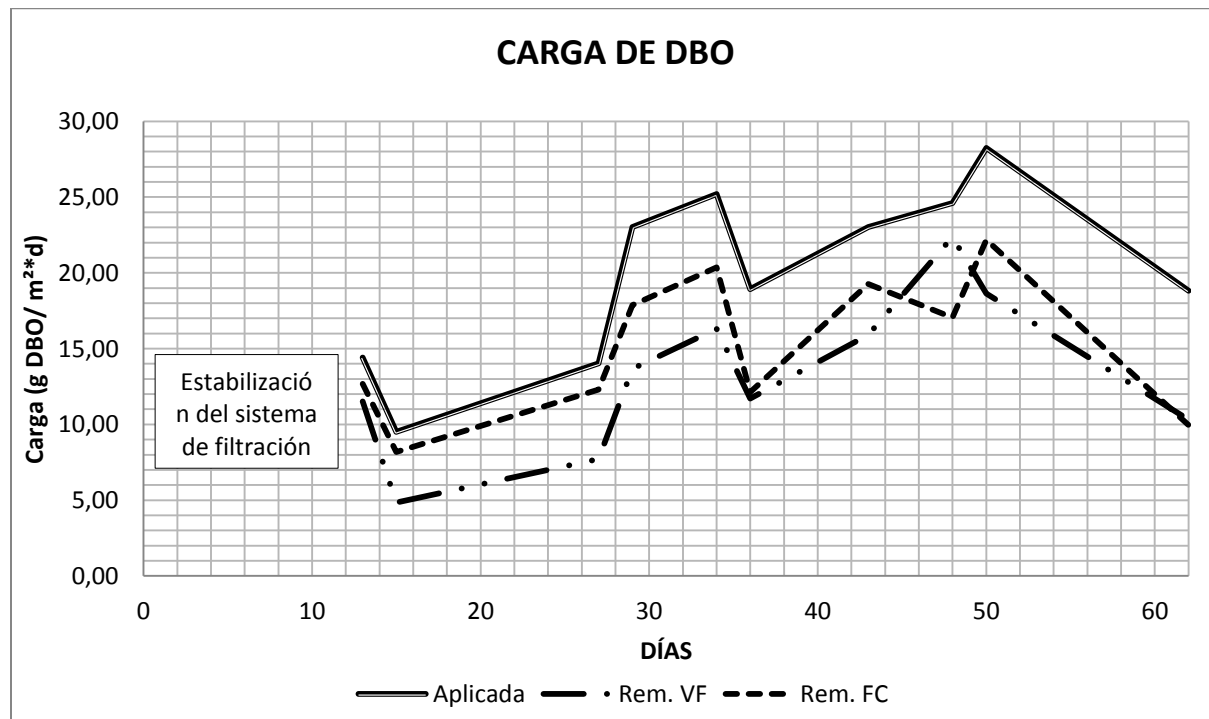
De acuerdo con las cargas aplicadas y removidas, se puede observar que tanto para el vermifiltro como para el filtro control se presenta una remoción de la carga aplicada, el comportamiento de las gráficas de remoción está determinado por los resultados de laboratorio de la DQO del afluente, encontrando que para la primera carga aplicada (13l/m²*d) el vermifiltro remueve entre 23 y 14 de g DQO/m²*d, para la segunda carga aplicada de (20 l/m²*d) se presenta una mayor variabilidad en los datos ya que se reportan cargas removidas entre 20 y 34 g DQO/m²*d. De acuerdo con los valores reportados y al comportamiento de la gráfica con respecto a la carga aplicada puede inferirse que las lombrices de tierra presentan una reacción a los compuestos químicos presentes en el agua residual sintética y de acuerdo a lo mencionado por Sinha et al (2008) a la tolerancia de salinidad, se puede determinar que las concentraciones de bicarbonato de sodio presentes en el agua residual sintética son elevadas; por lo tanto la población de lombrices con la segunda carga aplicada presenta una disminución y adicionalmente, las lombrices al recibir una carga orgánica mayor buscan hacer madrigueras tal y como lo menciona Binet et al (1998), haciendo sobre el material granular unos canales preferenciales que permiten el paso del agua libremente

disminuyendo el tiempo de permanencia en la capa de lombrices y por tanto reduciendo la eficiencia de remoción. Sin embargo, cuando se aplica la tercera carga el comportamiento del vermifiltro se establece y se puede inferir que a partir del día 40 la población de lombrices vuelve a aumentar y además que se adaptan a los compuestos químicos del agua residual sintética.

En cuanto al filtro control se puede observar que también con la segunda carga utilizada ($20 \text{ l/m}^2\cdot\text{d}$) los resultados de remoción son variables con respecto a la carga aplicada, esto se podría atribuir a que a partir del día 29, ya se debió generar la bio – película por los microorganismos, aumentando la remoción de materia orgánica.

Posterior al día 50, el vermifiltro y el filtro control presentan una tendencia similar. Sin embargo, el filtro control presenta mayores valores de remoción comparado con el vermifiltro. Se puede observar además que el comportamiento del filtro control tiende a disminuir la remoción a medida que se aumenta la carga aplicada, esto podría atribuirse a que el filtro control requiere de limpieza.

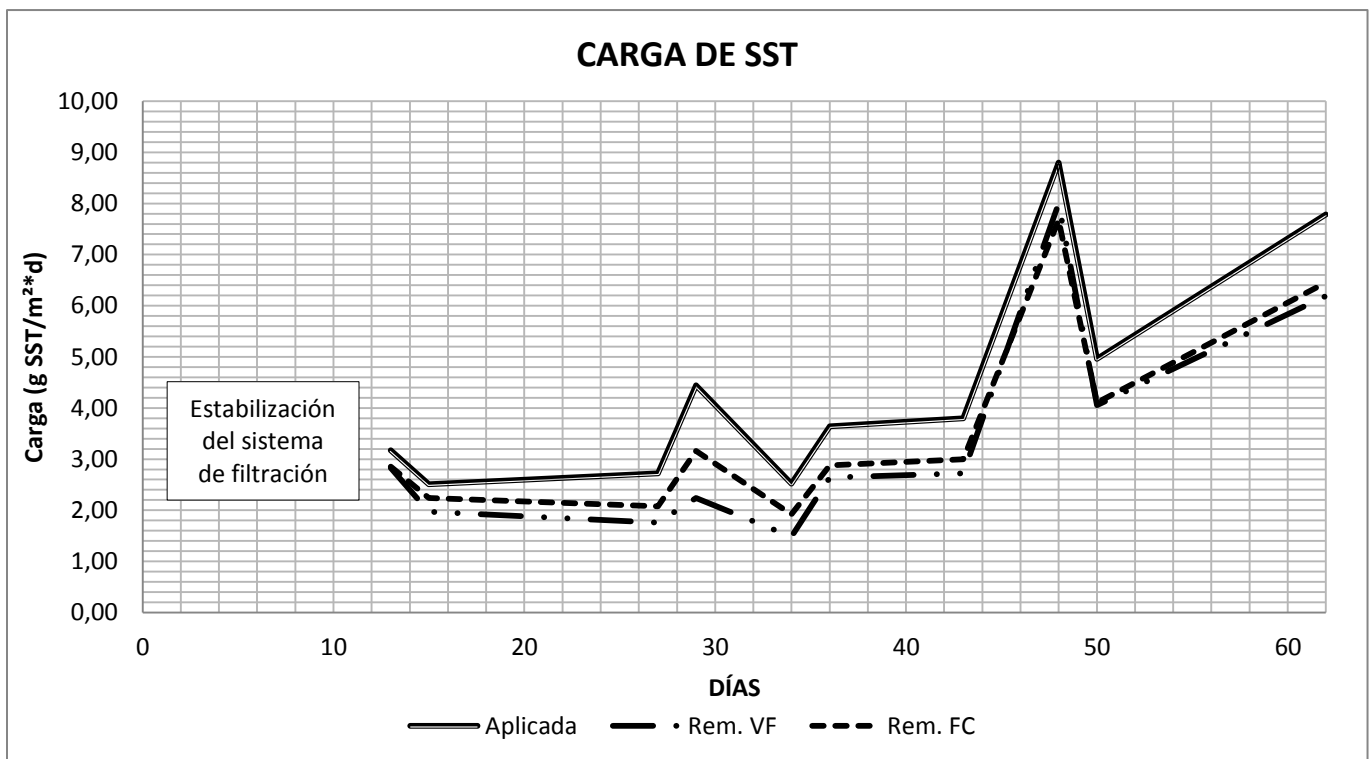
Figura 5-5. Carga de DBO aplicada y removida por área.



La remoción de DBO de los sistemas de filtración muestra que se presentan mayores valores en el filtro control que en el vermifiltro. Sin embargo, en el día 62 se puede observar que las remociones alcanzadas son iguales, esto podría atribuirse a que la población de lombrices aumenta, degradando la materia orgánica presente en el agua residual sintética. Es decir, se incrementa el consumo de glucosa por parte de las lombrices, esto puede ser observado en la Figura 5-5 ya que a medida que se incrementa la carga hidráulica aplicada la remoción aumenta.

El día 36 se puede observar que el filtro control presenta una carga removida de 12 g DBO/m²*d, valor bajo comparado con la carga aplicada, por lo tanto y como se mencionó en el análisis de DQO, a partir de esta semana se observa que la remoción de los parámetros evaluados DQO, DBO y SST disminuye, esto podría atribuirse a que el filtro se comienza a tapar y por lo tanto requiere limpieza

Figura 5-6. Carga de SST aplicada y removida por área



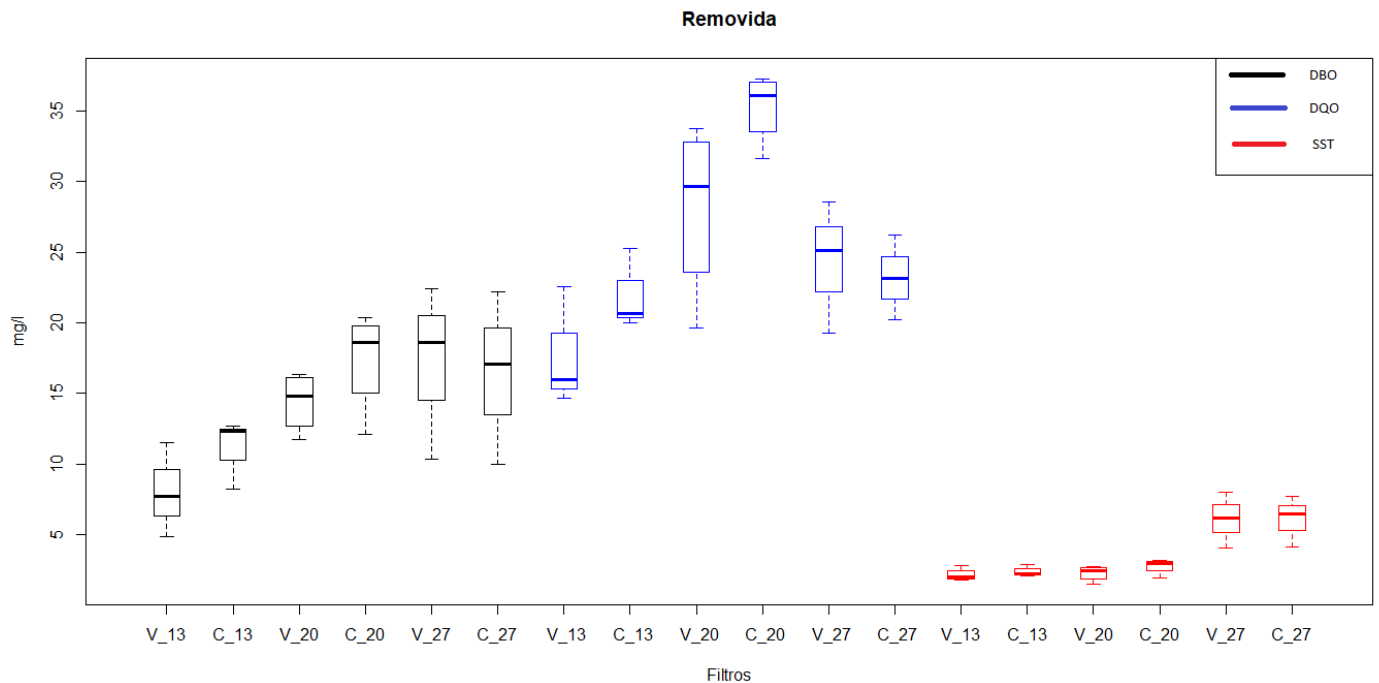
Fuente: Elaboración propia

La remoción de solidos suspendidos a lo largo de los 62 días de operación de los sistemas de filtración se observa constante con respecto a la carga aplicada, se

presentan mayores valores de remoción en el filtro control hasta el día 43, a partir de este día la remoción del vermifiltro aumenta presentando los mismos valores de remoción. Se puede observar que a medida que se incrementa la carga aplicada el vermifiltro aumenta la remoción, esto podría atribuirse a que las lombrices están realizando su proceso de ingestión de materia orgánica. En cambio en el filtro control, a medida que se incrementa la carga aplicada la remoción disminuye, esto porque el sistema comienza a taparse y requiere limpieza.

A continuación se presenta gráficamente el análisis del diagrama de cajas para los resultados obtenidos de las cargas removidas en el vermifiltro y filtro control para la DQO, DBO y SST. (Figura 5-7.)

Figura 5-7. Diagrama de cajas – Cargas removidas



Fuente: Elaborado en Software RStudio

El diagrama de cajas nos muestra que la dispersión de los datos de remoción de la DQO en el vermifiltro y filtro control se da por el comportamiento de las lombrices y microorganismos con los compuestos químicos del agua residual sintética. Por lo tanto

se considera que las lombrices y microorganismos toleran contenidos bajos de bicarbonato de sodio, adicionalmente que requieren de un periodo de aclimatización.

5.2 Eficiencia de remoción

A continuación se presentan los datos de carga orgánica en g/día para los parámetros de DQO, DQO Soluble, DBO y DBO Soluble, tanto del vermifiltro como del filtro control. Esto para determinar una relación con la eficiencia, posterior a esto se presentan las gráficas para cada parámetro evaluado con su respectivo análisis.

Tabla 5-4 Carga orgánica Vermifiltro – Filtro control

Carga (l/m ² *d)	Días	CARGA ORGÁNICA VERMIFILTRO (g/d)				CARGA ORGÁNICA FILTRO CONTROL (g/d)			
		DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble
13	13	0,23	0,19	0,15	0,12	0,09	0,09	0,09	0,07
	15	0,32	0,21	0,25	0,14	0,07	0,06	0,07	0,06
	27	0,44	0,36	0,33	0,25	0,16	0,14	0,09	0,05
20	29	0,78	0,69	0,50	0,38	0,29	0,22	0,27	0,12
	34	0,90	0,87	0,47	0,46	0,26	0,23	0,26	0,20
	36	0,49	0,41	0,38	0,30	0,40	0,35	0,36	0,31
	43	0,56	0,34	0,38	0,19	0,27	0,10	0,20	0,07
27	48	0,25	0,17	0,12	0,09	0,54	0,40	0,40	0,23
	50	0,54	0,14	0,51	0,37	0,48	0,40	0,32	0,31
	62	0,70	0,58	0,45	0,27	0,65	0,64	0,47	0,40

Fuente: Elaboración propia

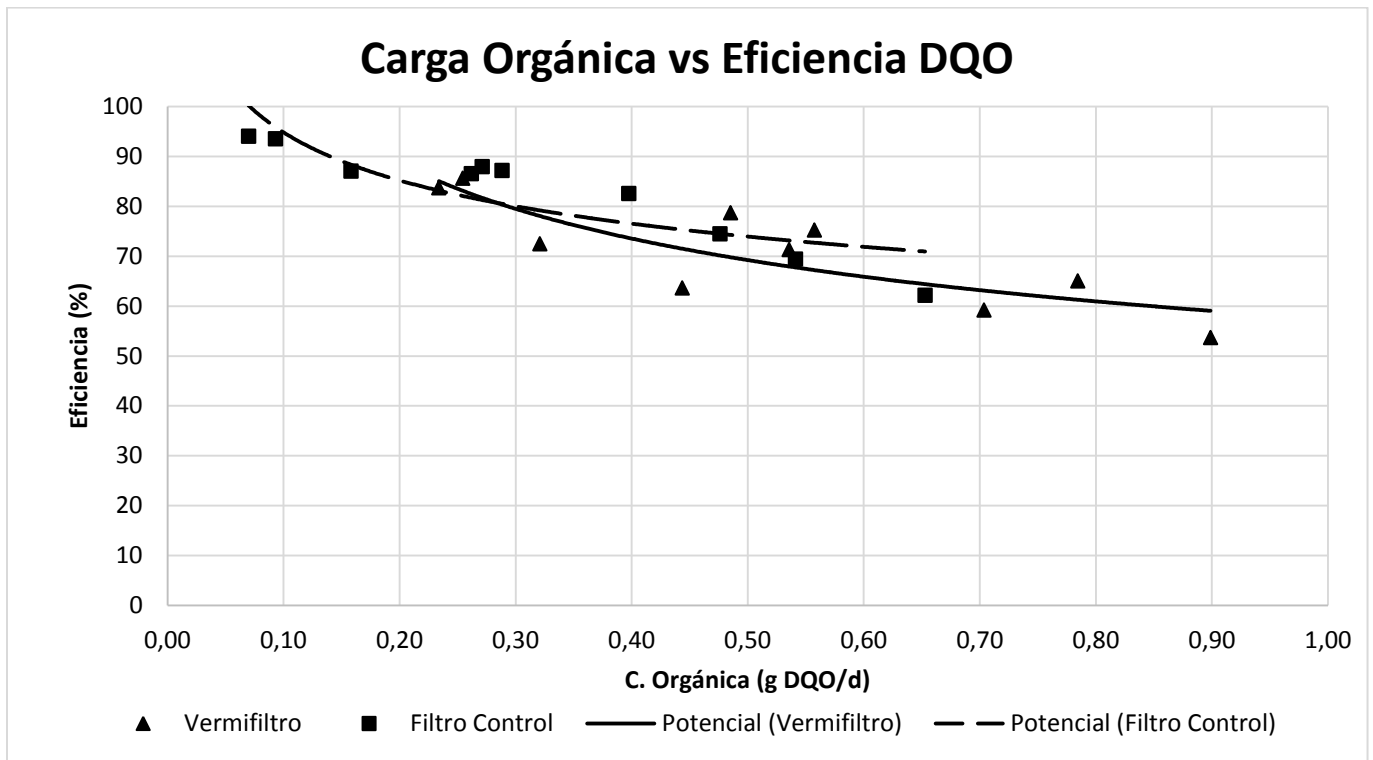
Tabla 5-5 Eficiencia de Vermifiltro – Filtro control

Carga (l/m ² *d)	Días	EFICIENCIA DE REMOCIÓN VERMIFILTRO (%)				EFICIENCIA DE REMOCIÓN FILTRO CONTROL (%)			
		DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble
13	13	83,65	73,33	80,00	76,61	93,48	87,07	88,06	85,43
	15	72,48	74,29	50,91	63,05	94,00	92,21	86,12	83,36
	27	63,59	67,64	55,04	47,45	87,01	87,58	87,74	88,59
20	29	65,01	68,71	59,43	65,96	87,14	89,86	77,67	89,26
	34	53,66	44,58	64,76	55,38	86,50	85,66	80,79	80,41
	36	78,66	70,31	61,84	68,50	82,52	74,85	64,06	67,15
	43	75,19	76,03	69,07	83,55	87,92	92,91	83,67	94,03

Carga (l/m ² *d)	Días	EFICIENCIA DE REMOCIÓN VERMIFILTRO (%)				EFICIENCIA DE REMOCIÓN FILTRO CONTROL (%)			
		DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble
27	48	85,60	84,68	90,90	89,88	69,36	63,51	69,23	74,54
	50	71,29	86,84	66,01	61,04	74,47	63,03	78,56	68,00
	62	59,18	57,86	54,82	67,67	62,13	53,57	52,83	52,60

Fuente: Elaboración propia

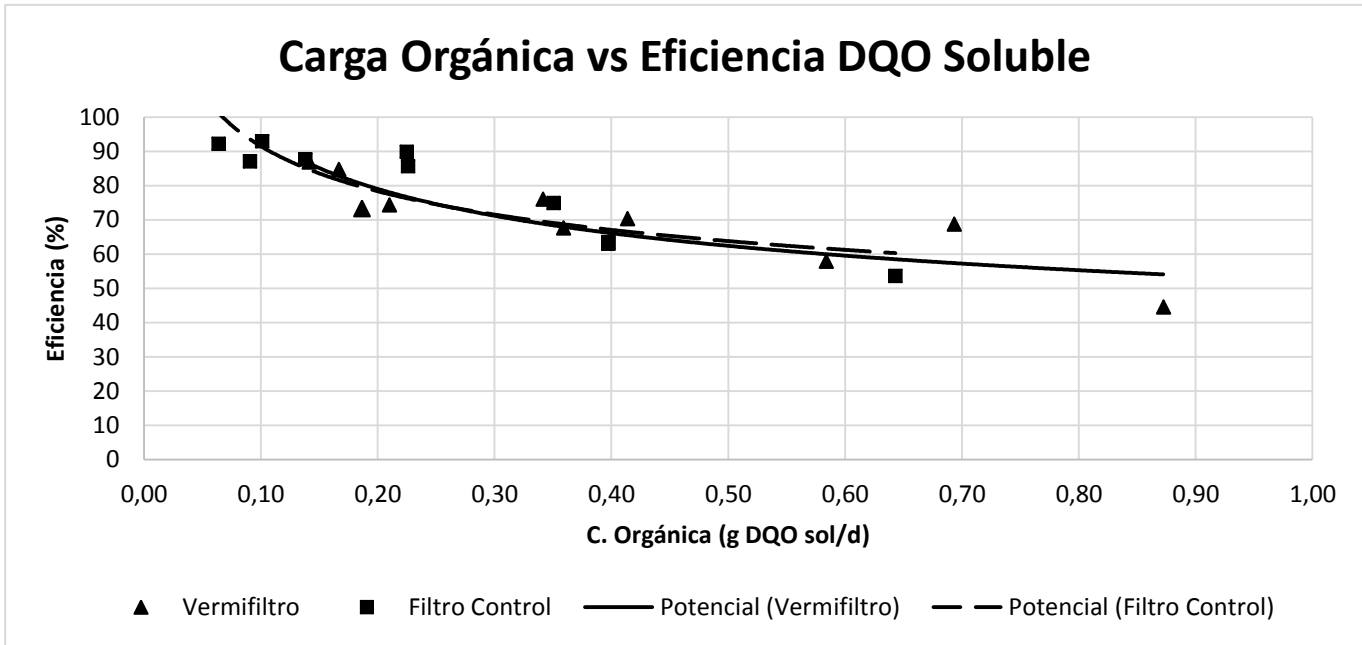
Figura 5-8. Carga orgánica vs Eficiencia de DQO Total



Fuente: Elaboración propia

Se puede observar que la eficiencia de DQO total tanto del vermifiltro como del filtro control disminuye al aumentar la carga orgánica, presentan el mismo comportamiento decreciente. Sin embargo, el filtro control presenta mayores eficiencias de remoción para DQO total puesto que las cargas del efluente son bajas comparadas con las del efluente del vermifiltro. También se puede observar que los resultados del vermifiltro presentan mayor dispersión comparados con los datos del filtro control.

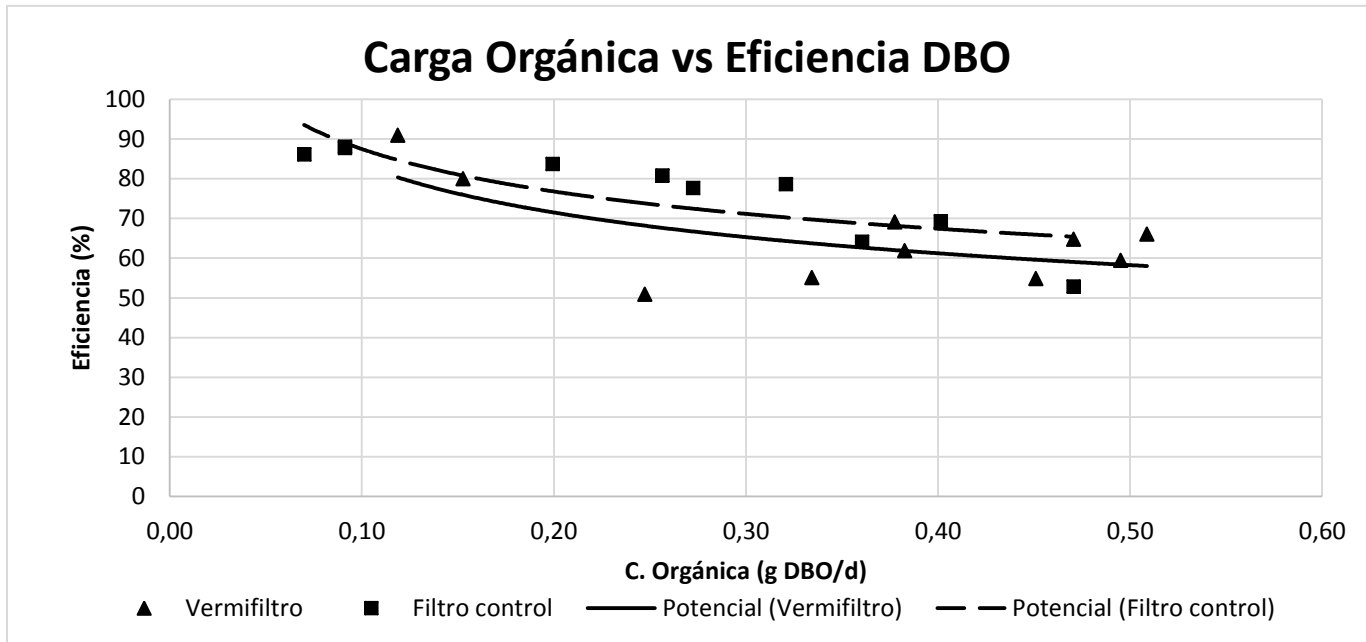
Figura 5-9. Carga orgánica vs Eficiencia de DQO Soluble



Fuente: Elaboración propia

La eficiencia de remoción de la DQO soluble del vermifiltro y del filtro control presentan el mismo comportamiento decreciente. El filtro control parece obtener remociones casi del 95%. La eficiencia para ambos filtros de DQO soluble para las cargas hidráulicas aplicadas es de es mayor al 50%.

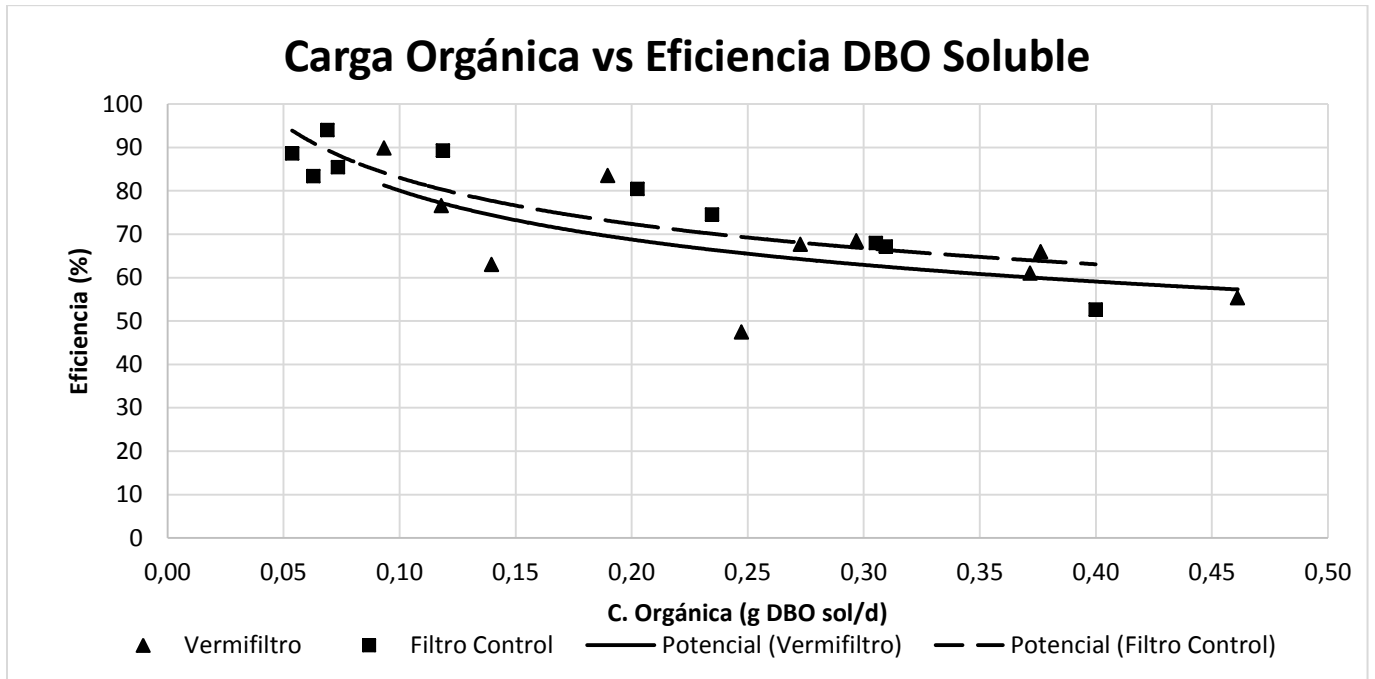
Figura 5-10. Carga orgánica vs Eficiencia de DBO Total



Fuente: Elaboración propia

La eficiencia de remoción de la DBO total es mayor en el filtro control que en el vermifiltro, como se puede ver en la Figura 5-10. De igual manera los resultados obtenidos para el efluente del vermifiltro son muy dispersos, pero la línea de tendencia muestra un comportamiento similar al del filtro control.

Figura 5-11. Carga orgánica vs Eficiencia de DBO Soluble



La remoción de DBO soluble es mayor en el filtro control que en el vermifiltro, en ambos filtros se puede observar que los resultados del efluente son muy dispersos.

5.2.1 Análisis estadístico

De acuerdo con la teoría que se relacionó en el numeral 4.5.3 para el análisis estadístico con diagrama de cajas y la prueba de Dunnett, los resultados se presentan en el anexo B, y la conclusión de este análisis es que las medias de remoción de DBO, DQO y SSST para los dos filtros son diferentes en las primeras dos cargas hidráulicas evaluadas, y tienden a ser iguales en la última carga hidráulica evaluada, lo que indica que los filtros se han estabilizado y que los resultados de eficiencia de remoción no son diferentes en los dos filtros.

5.2.2 Eficiencia promedio

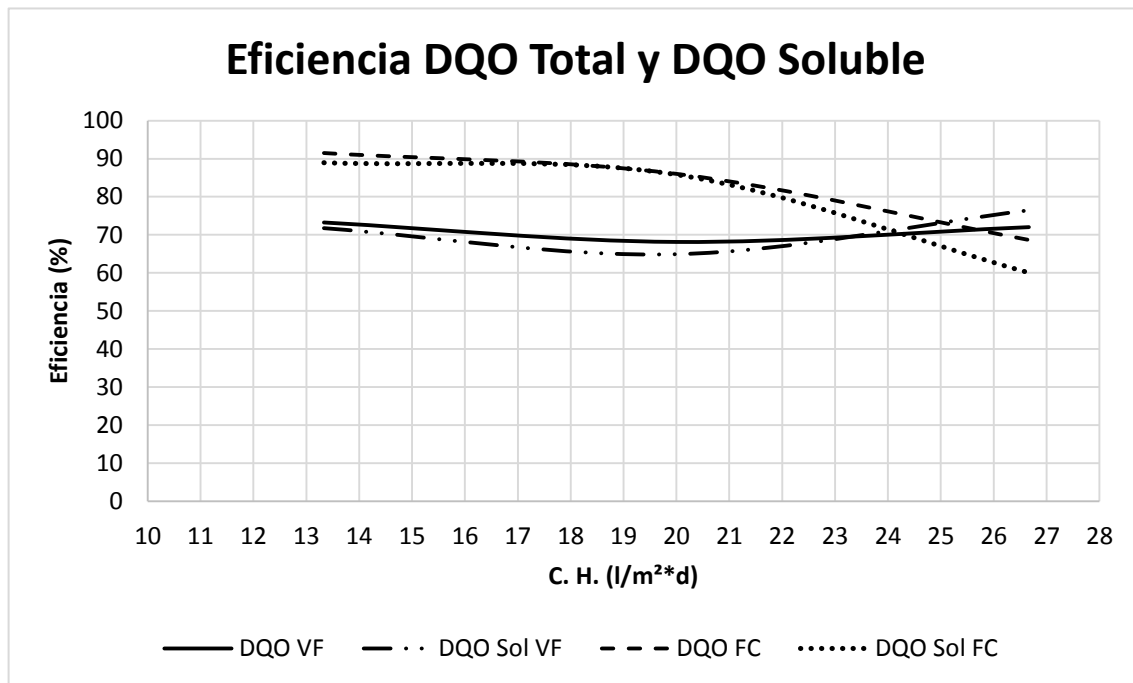
En la Tabla 5-6 se presentan los resultados promedios para las tres cargas hidráulicas aplicadas:

Tabla 5-6 Eficiencia de Remoción promedio para los filtros

Filtro	Carga (l/m ² *d)	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)					
		DQO	DQO Soluble	DBO	DBO Soluble	SST	SSV
VF	13	73	72	62	62	78	83
	20	68	65	64	68	63	70
	27	72	76	71	73	84	87
FC	13	91	89	87	86	85	93
	20	86	86	77	83	76	84
	27	69	60	67	65	84	86

Fuente: Elaboración propia

Figura 5-12. . Eficiencia de remoción de DQO y DQO Soluble

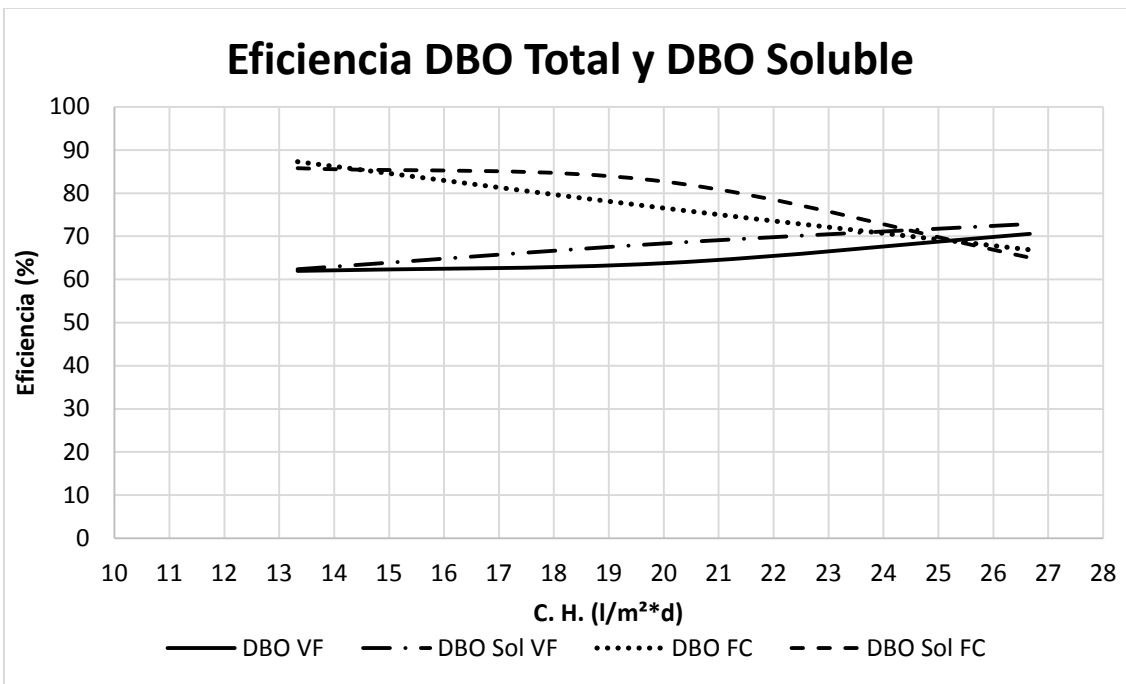


Fuente: Elaboración propia

En la Figura 5-12 se puede observar que la eficiencia de remoción de DQO y DQO soluble para el vermifiltro aumenta a medida que aumenta la carga hidráulica aplicada, en cambio para el filtro control la eficiencia de remoción disminuye a medida que se incrementa la carga aplicada, sin embargo se observa que para el caso del vermifiltro la

eficiencia de DQO y DQO soluble para la segunda carga presenta el valor más bajo de remoción. Esto se podría explicar porque las lombrices hacen madrigueras en la capa de tierra generándose canales preferenciales lo cual reduce el tiempo de permanencia del agua residual en esta capa. Se puede observar que para ambos filtros la eficiencia de remoción es igual con la carga más alta aplicada de 27 l/m²*d. De acuerdo al comportamiento observado para estos parámetros se puede decir que el filtro control disminuye su eficiencia cuando se aumenta la carga aplicada, por lo tanto se considera que este sistema requiere limpieza, por el contrario en el vermifiltración se aumenta la eficiencia de remoción al aumentar la carga aplicada, por lo que podría pensarse que a medida que las lombrices se acoplan al sistema remueven mayores cantidades de materia orgánica por su acción de biodegradación

Figura 5-13. Eficiencia de remoción de DBO y DBO Soluble

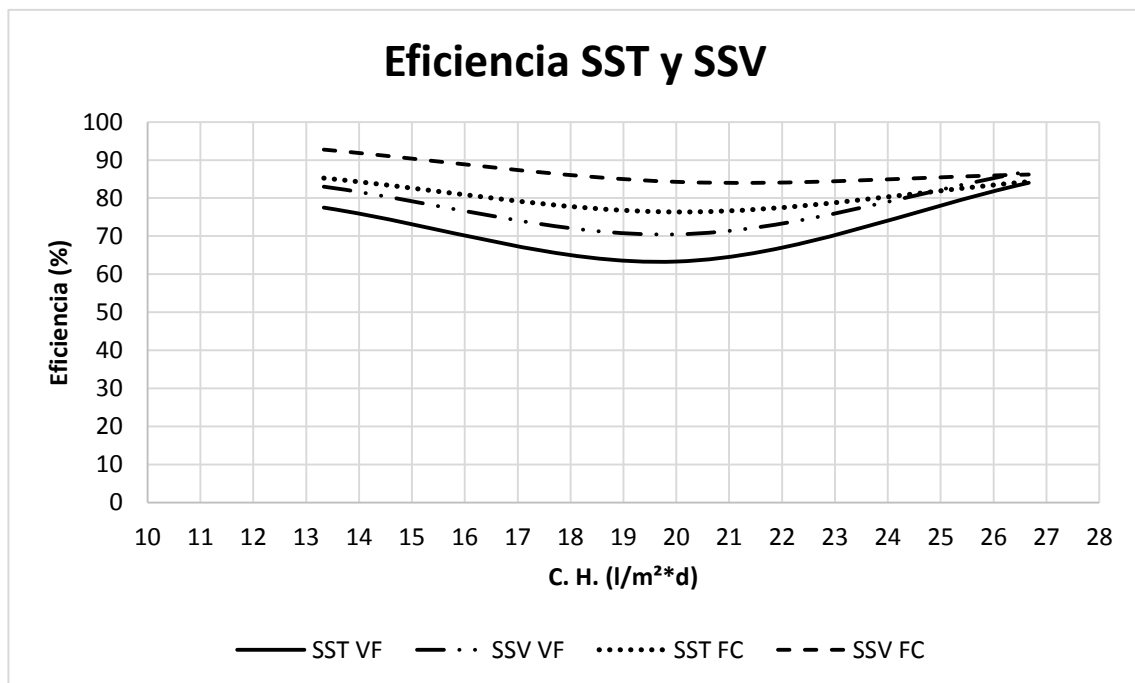


Fuente: Elaboración propia

En figura 5-13, se puede observar que la eficiencia de remoción de la DBO en el vermifiltro aumento cuando se incrementa la carga orgánica aplicada, se pasó de una eficiencia de remoción del 62% a una eficiencia de remoción del 71 %, esto se da porque las lombrices devoran la materia orgánica del agua residual sintética adicionalmente ingieren los excrementos producidos, con lo cual el filtro no requiere de limpieza ya que

no hay producción de lodos. Adicionalmente se presenta condiciones aeróbicas en el lecho del suelo lo que hace que el sistema sea libre de olores. La eficiencia de remoción de la DBO soluble es mayor que la de la DBO total, esto porque se oxida la materia orgánica soluble del agua residual la cual representa un 80% de la DBO total. El filtro control presenta el mismo comportamiento de la DQO, la eficiencia de remoción disminuye cuando se incrementa la carga orgánica aplicada esto es posiblemente porque el sistema requiere de limpieza.

Figura 5-14. Eficiencia de remoción de SST y SSV



Fuente: Elaboración propia

En la figura 5-14, se puede observar en términos generales que los valores de eficiencia de remoción del filtro control son mayores que los del vermifiltro. Los sólidos suspendidos totales y volátiles en el vermifiltro tienen el mismo comportamiento que con la DQO, en donde para la segunda carga aplicada la eficiencia de remoción se disminuye, en este caso aplica los canales preferenciales que hacen las lombrices por la alta concentración del bicarbonato de sodio en el agua residual sintética, permitiendo el paso de los sólidos suspendidos. A partir del día 48 se considera que las lombrices ya se encuentran adaptadas al medio, reduciendo los canales preferenciales ya que sus movimientos son

más suaves, aumentando la eficiencia de remoción. En cuanto al filtro control se puede decir lo mismo que para la DQO y DBO que este sistema a partir del día 43 disminuye su eficiencia de remoción, por lo que se podría pensar que el sistema se colmata y requiere limpieza. Sin embargo para ambos filtros con la carga aplicada más alta la eficiencia de remoción es igual.

5.2.3 Discusión general

Comparando los resultados obtenidos de eficiencia de remoción entre el VF a escala de laboratorio que se realizó para esta investigación y el vermifiltro estudiado por Sinha et al (2008), se observa que las eficiencias son mayores para el estudio realizado por Sinha et al, con remociones mayores al 90% de DBO, entre el 80% y 90% de DQO y entre el 90 y 95% de SST. Sin embargo, se puede inferir que para obtener un mayor porcentaje de eficiencia el tiempo de operación del sistema de vermifiltración toma un papel significativo en la remoción de parámetros como DBO, DQO y SST, puesto que el periodo de operación del VF montado por Sinha et al, fue de aproximadamente 14 semanas manteniendo constante la carga orgánica. Mientras que el VF de esta investigación se operó por 2 semanas para la misma carga hidráulica superficial.

El proceso de vermifiltración de esta investigación fue libre de olores, tal y como lo mencionan el estudio realizado por Sinha et al (2008, esto se debe a que las lombrices degradan la materia pútrida de las aguas residuales, adicionalmente se crean condiciones aeróbicas en el lecho del suelo y los materiales de desecho por la acción de madrigueras de las lombrices.

En este estudio se cumple con la relación de lombrices por metro cuadrado que menciona el estudio realizado por Xing et al (2005), en donde por metro cuadrado se debe garantizar 8000 lombrices. Para el área del VF del estudio de 0,053 m² se requieren 424 lombrices lo cual se cumple ya que comenzó el estudio con 1397 lombrices. Teniendo en cuenta que inicialmente se tenían 465,66 gramos de lombrices en donde 1 gramo equivale aproximadamente a 3 lombrices.

La operación del filtro control (sin lombrices) muestra que al aumentar la carga hidráulica aplicada por superficie, la eficiencia de remoción disminuye. Esto se debe a dos

situaciones; (1) una vez se forma la bio – película, se debe garantizar una dosificación constante y poco interrumpida ya que al presentarse problemas de secamiento los microorganismos no se adhieren a la materia biológica, disminuyendo la eficiencia de remoción en el filtro control, y además (2) el sistema requiere de limpieza.

El filtro control desarrolla una película biológica en la cual se adhieren los microorganismos del agua residual, una vez este lecho se vuelve demasiado grande para permanecer adherido, se suelta acumulándose en el fondo del filtro y produciendo lodos, mientras que en el vermifiltro las lombrices por medio de la ingestión eliminan los excrementos producidos por ellos mismos, haciendo que en este sistema no se produzca lodos, tal y como lo mencionan Sinha et al (2008).

Del anterior análisis se puede determinar que el sistema de filtración con lombrices es económicamente sostenible, puesto que no se requiere de limpieza del sistema ni un tratamiento adicional para lodos, e igualmente la dosificación en sistema de VF se hace por gravedad lo cual disminuye costos de operación.

6. Conclusiones y recomendaciones

6.1 Conclusiones

Se realizó el montaje de dos filtros con el fin de realizar un comparativo entre un sistema de filtración convencional y un vermifiltro.

El diseño y posterior construcción del Vermifiltro, consta de tres capas distribuidas de la siguiente manera: una capa superior de tierra con las lombrices en 5.0 cm de espesor, posterior a esta una capa de arena con tamaño máximo de partícula de 3/8" de 10.0 cm de espesor y por ultimo una capa de grava con tamaño máximo de partícula de 3/4" de 20 cm de espesor. Este filtro fue operado a tres (3) cargas hidráulicas superficiales, 13, 20 y 27 por l/m²*d, cada una aproximadamente por 15 días, utilizando agua residual sintética.

El sistema de vermifiltración tiene un tiempo de estabilización en el cual las lombrices de tierra *Eisenia fétida* se acoplan o adaptan al sistema, de acuerdo a los resultados obtenidos este tiempo es de aproximadamente 13 días.

El peso de las lombrices de tierra al inicio de la fase de operación se estimó en 465,66 gramos, al finalizar la investigación (62 días) el peso de las lombrices alcanzo un valor de 516,34 gramos, el aumento de la masa de aproximadamente 13%.

En conclusión, el sistema de vermifiltración comparado con el filtro control para una carga de 27 l/m²*d, presenta las mismas eficiencias de remoción.

Este sistema de vermifiltración no puede considerarse como una solución a escala municipal por su gran demanda de espacio y limitada capacidad de carga. Solo resultaría aplicable para soluciones puntuales en vertimientos de bajo caudal.

6.2 Recomendaciones

De acuerdo a la limitaciones operativas del sistema de vermifiltración podría pensarse para un próximo estudio que un filtro biológico puede recibir mayores cargas hidráulicas a las aplicadas en este estudio de investigación, por ejemplo podría operarse con una carga de 120 l/m²*d.

Con el fin de mantener la carga hidráulica constante en el tiempo, el sistema de vermifiltración podría contar con un control sobre el caudal de entrada y de salida, esto con la ayuda de válvulas o vertederos, y mantener una dosificación continua por 24 horas.

Adicionalmente, se podría aumentar el espesor de suelo con lombrices, una capa mayor a 5cm, como también aumentar la población de lombrices por área.

Bibliografía

Adediran G.O. Adediji J.F, Adebayo M.A and Dada A. O. 2011. Removal of Pb^{2+} and Cr^{6+} ions from aqueous solution by earthworm cast soil. International Journal of Physical Sciences Vol. 4 (11), pp. 691-697

Arora S, Rajpal A, Kumar T, Bhargava R and Kazmi A.A. (2014). A comparative study for pathogen removal using different filter media during vermifiltration. Water Science and Technology, 70(6), 996–1003.

Arora S, Rajpal A, Bhargava R, Pruthi V, Bhatia A and Kazmi A.A. (2014). Antibacterial and enzymatic activity of microbial community during wastewater treatment by pilot scale vermifiltration system. Bioresource Technology, 166, 132–141.

Arora S and Kazmi A.A. 2015. The effect of seasonal temperature on pathogen removal efficacy of vermifilter for wastewater treatment. Water research; 74 88 -99

Bhawalkar U (1995) Vermiculture eco-technology. Pub. of Bhawalkar Earthworm Research Institute (BERI), Pune, India

Binet F, Fayolle L, Pussard M (1998) Significance of earthworms in stimulating soil microbial activity. Biol Fertil Soils 27:79–84

Domiciliarios, S. D. S. P. (2012). Informe Técnico Sobre Sistemas De Tratamiento De Aguas Residuales En Colombia. Línea Base 2010.

Dorado AD, Baquerizo G, Maestre JP, Gamisans X, Gabriel D, Lafuente J (2008). Modeling of a bacterial and fungal biofilter applied to toluene abatement: kinetic parameters estimation and model validation. *Chem. Eng. J.* 140: 52-61.

Edukativos, 2006. Lombrices de Tierra - Ciencias naturales, Apuntes para Universitarios, Edukativos.com <http://www.edukativos.com/apuntes/archives/98>

Edwards CA, Fletcher KE (1988) Interaction between earthworms and microorganisms in organic matter breakdown. *Agri Ecosyst Environ* 24:235–247

Fang, C. X., Zheng, Z., Luo, X. Z. & Guo, F. H. (2010) Effect of hydraulic load on domestic wastewater treatment and removal mechanism of phosphorus in earthworm ecofilter. *Fresen. Environ. Bull.* 19 (6), 1099–1108.

Hartenstein R, Bisesi MS (1989) Use of earthworm biotechnology for the management of effluents from intensively housed livestock. *Outlook Agriculture*, vol 18. USA, pp 72–76

Hughes R.J, Nair J and Ho G. 2009. The risk of sodium toxicity from bed accumulation to key species in the vermifiltration wastewater treatment process. *Bioresource Technology*; 100 3815–3819

IDEAM. (2015). Estudio Nacional del Agua. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Estudio Nacional del Agua 2014.

IDEAM. (2007). Demanda química de oxígeno por refluo cerrado y volumetría. Grupo de laboratorio de calidad ambiental 2007.

IDEAM. (2007). Demanda bioquímica de oxígeno 5 días, Incubación y electrometría. Grupo de laboratorio de calidad ambiental 2007

Komarowski S (2001) Vermiculture for sewage and water treatment sludges. *Water*, Publication of Australian Water and Wastewater Association, July, pp 39–43

Li Y.S, Xiao Y.Q, Qiu J.P, Dai Y.Q and Robin P. (2009). Continuous village sewage treatment by vermifiltration and activated sludge process. *Water Science and Technology*, 60(11), 3001–3010.

Li YS, Robin P, Cluzeau D, Bouché M, Qiu JP, Laplanche A, Hassouna M, Morand P, Dappelo C, Callarec J (2008). Vermifiltration as a stage in reuse of swine wastewater: monitoring methodology on an experimental farm. *Ecol. Eng.* 32: 301-309.

Liu F, Zhao C, Zhao D, Liu G (2008). Tertiary treatment of textile wastewater with combined media biological aerated filter (CMBAF) at different hydraulic loadings and dissolved oxygen concentrations. *J. Hazard. Mater.* 160: 161-167.

Meiyan X, Xiaowei L and Jian Y. (2010). Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. *African Journal of Biotechnology*, 9(44), 7513–7520.

Metcalf & Eddy. (1998). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Ed. Graw – Hill (1998)

Morand P, Robin P, Pourcher A.M, Oudart D, Fievet S, Luth D, Cluzeau D, Picot B and Landrain B. (2011). Design of an integrated piggery system with recycled water, biomass production and water purification by vermiculture, macrophyte ponds and constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 63(6), 1314–1320.

Redacción National Geographic (2010). Animales - Lombriz de tierra
<http://www.nationalgeographic.es/animales/lombriz-de-tierra>

Pérez, S. S., Bonilla, J. P., Arias, G. I. A., & Básico. (2004). Plan nacional de manejo de aguas residuales en Colombia. *Vasa*, 1–36. Retrieved from
<http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf>

Rodriguez I. y Lozano W. (2012) Preparación y uso de agua residual sintética para alimentación de reactores prototipo y de laboratorio. *Revista de Didactica Ambiental* 11: 10-16

Singleton DR, Hendrix BF, Coleman DC, Whitemann WB (2003) Identification of uncultured bacteria tightly associated with the intestine of the earthworms *Lumricus rubellus*. *Soil Bio Biochem* 35:1547–1555

Sinha RK, Bharambe G (2007) Removal of high BOD and COD loadings of primary liquid waste products from dairy industry by vermifiltration technology using earthworms; *Ind J Enviro Prot (IJEP)* 27(6):486–501; ISSN 0253-7141; Regd. No. R.N. 40280/83; Indian Institute of Technology, BHU, India

Sinha R.K, Bharambe G and Chaudhari U. (2008). Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: A low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. *Environmentalist*, 28(4), 409–420.

Sinha RK, Heart S, Agarwal S, Asadi R, Carretero E (2002) Vermiculture technology for environmental management: study of the action of the earthworms *Eisinia foetida*, *Eudrilus euginae* and *Perionyx excavatus* on biodegradation of some community wastes in India and Australia. *The Environmentalist* 22(2):261– 268

Superintendencia de Servicios Publicos, Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales en Colombia, 2013

Taylor et al (2003) The treatment of domestic wastewater using small-scale vermicompost filter beds. *Ecol Eng* 21:197–203 UNSW ROU (2002) Best practice guidelines to managing on-site vermiculture technologies. University of New South Wales Recycling Organics Unit, Sydney, NSW, Australia (Viewed on December 2004 [www.resource.nsw.gov.au/data/Vermiculture %20BPG.pdf](http://www.resource.nsw.gov.au/data/Vermiculture%20BPG.pdf))

Tomar P and SutharS. (2011). Urban wastewater treatment using vermi-biofiltration system. *Desalination*, 282, 95–103.

Wang L, Zheng Z, Luo X and Zhang J. (2011). Performance and mechanisms of a microbial-earthworm ecofilter for removing organic matter and nitrogen from synthetic domestic wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 195, 245–253.

Wang L.M, Luo X.Z, Zhang Y.M, Lian J.J, Gao Y.X and Zheng Z. (2013). Effect of earthworm loads on organic matter and nutrient removal efficiencies in synthetic domestic wastewater, and on bacterial community structure and diversity in vermifiltration. *Water Science and Technology*, 68(1), 43–49.

Wang S, Yang J, Lou S.J and Yang J. (2010). Wastewater treatment performance of a vermifilter enhancement by a converter slag-coal cinder filter. *Ecological Engineering*, 36(4), 489–494.

Xing M, Zhao C, Yang J and Lv B. (2014). Feeding behavior and trophic relationship of earthworms and other predators in vermifiltration system for liquid-state sludge stabilization using fatty acid profiles. *Bioresource Technology*, 169, 149–154.

Xing M, Yang J, Lu Z (2005) Microorganism-earthworm integrated biological treatment process—a sewage treatment option for rural settlements. ICID 21st European regional conference, 15– 19 May 2005, Frankfurt; Viewed on 18 April 2006. www.zalf.de/icid/ICID_ERC2005/HTML/ERC2005PDF/Topic_1/Xing.pdf

Xing M, Li X, Yang J, Lv B and Lu Y. (2012). Performance and mechanism of vermifiltration system for liquid-state sewage sludge treatment using molecular and stable isotopic techniques. *Chemical Engineering Journal*, 197, 143–150.

Zhang D, Gersberg RM, Keat TS (2009). Constructed wetlands in China. *Ecol. Eng.* 35: 1367-1378.

A. Anexo: Resultados de Laboratorio estudios previos

1. Evaluación de operación de los filtros con de Agua residual doméstica a 15 días de operación

Fecha	VERMIFILTRO		CONTROL	
	DQO	DBO	DQO	DBO
Afluente	357	104	357	104
Efluente (15 días operación)	230	5	215	6
% Remoción	35	95	40	94

2. Evaluación de operación de los filtros con agua residual industrial a los 15 días de operación

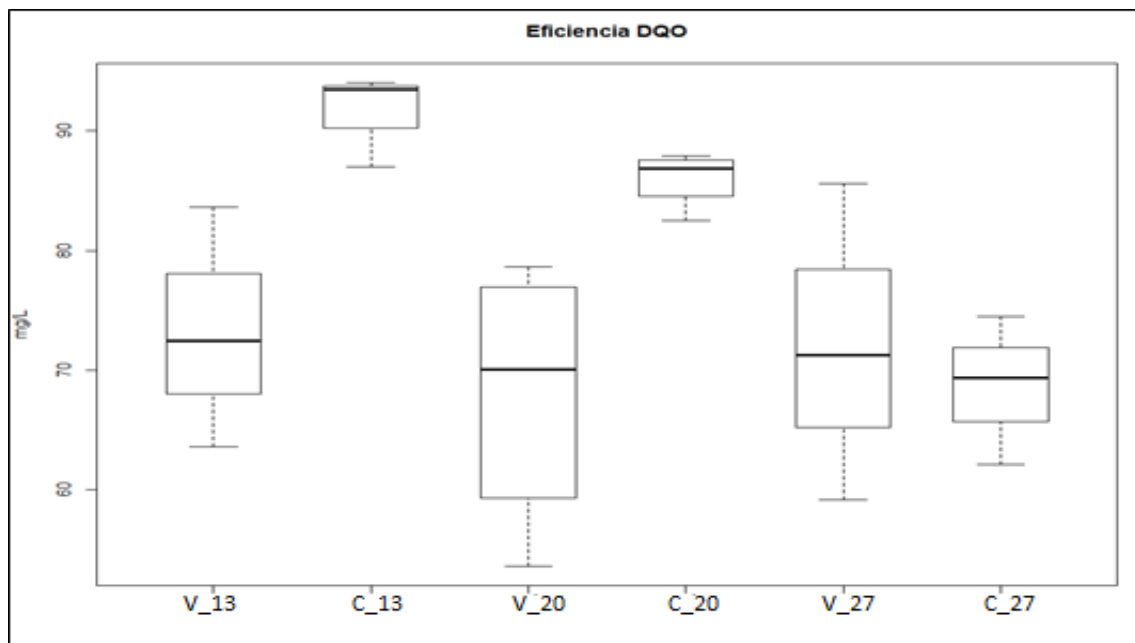
Fecha	VERMIFILTRO		CONTROL	
	DQO	DBO	DQO	DBO
Afluente	8550	8250	8550	8250
Efluente (15 días operación)	1830	840	580	535
% Remoción	79	90%	93	93

B. Anexo: Análisis estadístico de eficiencia de remoción

Se presenta a continuación los análisis para cada parámetro evaluado de los diagramas de cajas y la prueba de Dunnett:

- **Eficiencia DQO**

Figura 1 Diagrama de cajas de Eficiencia de remoción de DQO



Fuente: Elaborado en Software RStudio

En el gráfico diagrama de cajas se puede ver, en general, que la mediana y la media del filtro control disminuye al aumentar la carga aplicada. Lo cual no ocurre en el vermifiltro, puesto que en las tres cargas la mediana es muy parecida, mientras que la media en la segunda carga disminuye considerablemente comparada con las otras dos cargas en las

que la media parece ser igual. También se aprecia que la eficiencia de remoción en el filtro control presenta menos variabilidad que el vermifiltro.

Respecto a cada carga se aprecia que:

Para la primera carga, la mediana del filtro control es muy cercana al dato máximo. La mediana del vermifiltro está más cerca al primer cuartil, lo cual indica que se presenta más variabilidad para datos mayores a la mediana. Y se observa que al parecer la media del filtro control es mayor que la media del vermifiltro, este resultado se confirmara con la prueba de Dunnett.

En la segunda carga, el diagrama de cajas del filtro control indica que los datos son muy cercanos entre ellos. Sin embargo, la presencia de un dato mínimo, no muy pequeño, hace que se presente algo de variabilidad. El vermifiltro por el contrario, presenta mucha variabilidad, es decir los datos son muy dispersos entre sí, especialmente aquellos que son menores que la mediana. Por otro lado, se observa que al parecer la media de la eficiencia de DQO para el filtro control es mayor que la del vermifiltro, este resultado se confirmara con la prueba de Dunnett.

La última carga muestra que la mediana de los dos filtros es muy parecida y al parecer la eficiencia de DQO de los filtros es igual. Para demostrar estas intuiciones que se tienen acerca de los filtros se presenta la prueba de Dunnett:

Tabla 1. Resultados de prueba de Dunnet - Eficiencia DQO

		$ \bar{y}_v $	Estadístico de prueba
DQO	Carga 13 l/m ² *d.	18,3	16,0
	Carga 20 l/m ² *d.	17,9	14,1
	Carga 27 l/m ² *d.	3,4	21,7

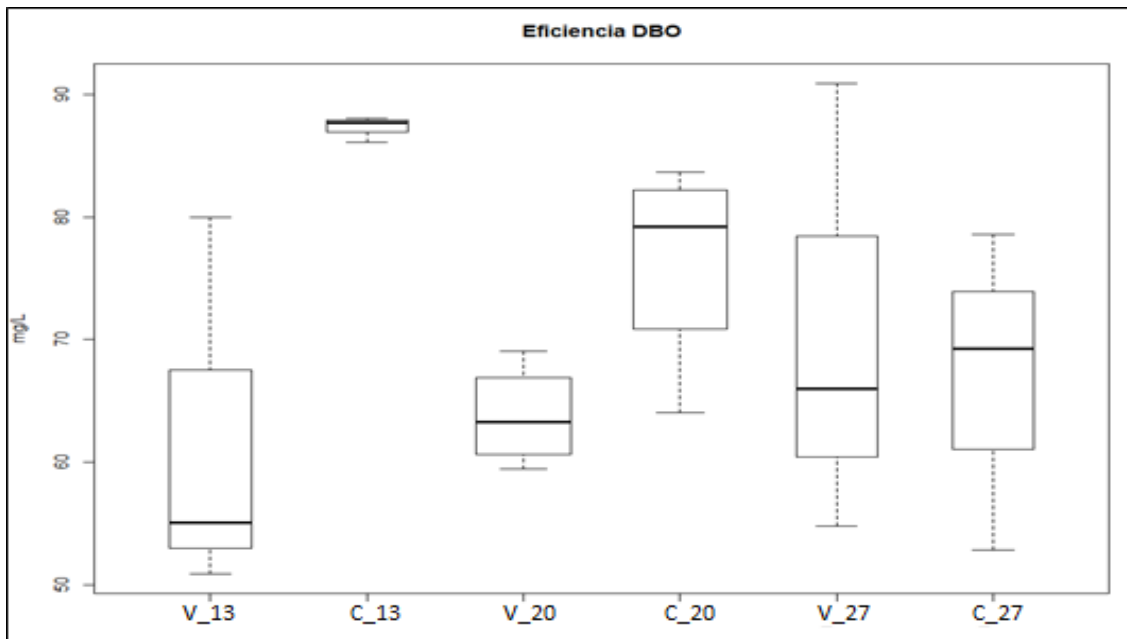
Fuente: Elaboración propia

Según la prueba de Dunnett, con un nivel de significancia del 5% se rechaza la hipótesis de que las medias del vermifiltro y el filtro control son iguales para las dos primeras

cargas; por el contrario para la última carga no se rechaza la hipótesis nula de medias iguales, es decir estadísticamente hay evidencia que indica que la media del vermifiltro y el filtro control son iguales. Lo cual comprueba lo que se vio en el diagrama de cajas.

- **Eficiencia DBO**

Figura 2. Diagrama de cajas de Eficiencia de remoción de DBO



Fuente: Elaborado en Software RStudio

El diagrama de caja, muestra que los datos de la carga aplicada de $13 \text{ l/m}^2\text{d}$, en el filtro control presentan muy poca variabilidad, ya que los datos están muy cerca a la mediana, la cual se aproxima a la media. En cuanto al vermifiltro, se observa que los datos presentan gran variabilidad, en especial para los datos que están por encima de la mediana. El valor máximo alcanza un valor de 80 mg/L , mientras que el mínimo 50 mg/L .

Aunque gráficamente la media de los filtros no se ve, al estar uno encima del otro se concluye que la media del filtro control es mayor a la del vermifiltro. Adicional a esto, se aprecia que el mayor valor obtenido de la eficiencia del DBO en el vermifiltro, no alcanza a ser tan grande como algún valor del filtro control.

Los datos de la segunda carga aplicada, indican que el vermifiltro presenta una menor mediana y media que el filtro control, aunque en este caso vemos que el filtro control presenta mayor dispersión en los datos que son menores a la mediana. Puede verse que el dato mínimo del filtro control es muy cercano a la media del vermifiltro.

Para la última carga aplicada (27 l/m²*d), el diagrama muestra que el vermifiltro presenta gran variabilidad en los datos que están por encima de la mediana, mientras que el filtro control presenta una mayor variabilidad en los datos que están por debajo de la mediana.

Ahora bien el grafico en conjunto nos indica que para las dos primeras cargas el filtro control presenta mayor eficiencia de DBO, sin embargo, respecto al vermifiltro, la eficiencia del DBO va aumentando al incrementar la carga aplicada.

Ahora, para poder decidir con certeza en cuales filtros se presentaron diferencias se presenta la prueba de Dunnett

Tabla 2. Resultados de prueba de Dunnet - Eficiencia DBO

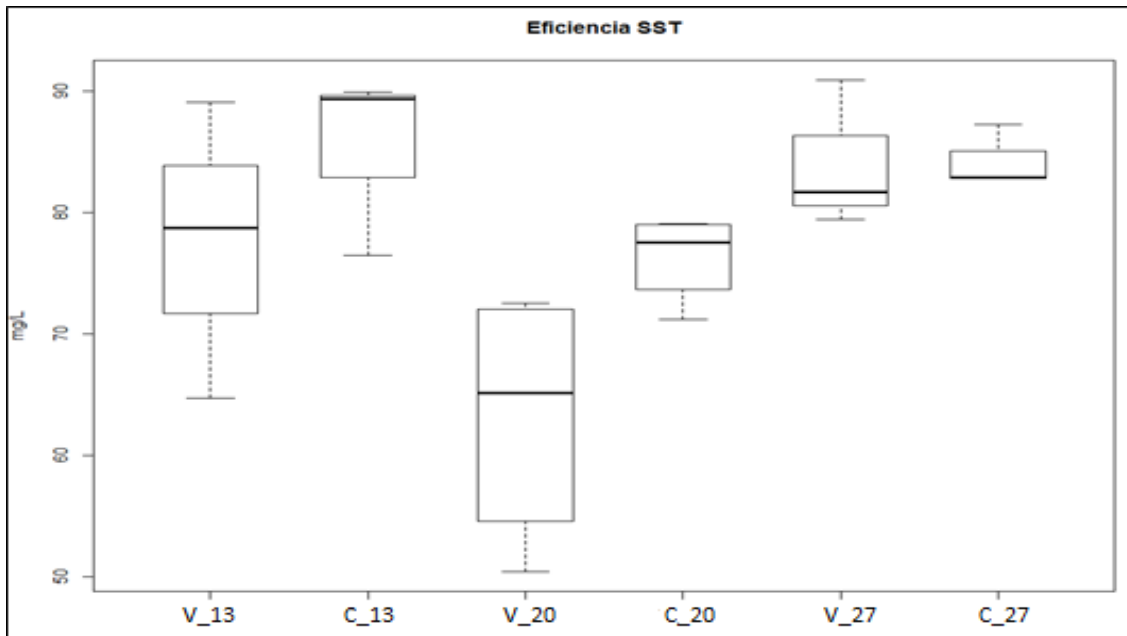
		$ \bar{y}_v$	Estadístico de prueba
DBO	Carga 13 l/m ² *d.	25,3	23,4
	Carga 20 l/m ² *d.	12,8	11,8
	Carga 27 l/m ² *d.	3,7	33,5

Fuente: Elaboración propia

Al aplicar la prueba de Dunnett a los datos obtenidos para cada carga, esta indica que la media de los filtros no difiere, en la última carga aplicada (27 l/m²*d). Mientras que las medias del vermifiltro y el filtro control para las dos primeras cargas si presentan diferencias significativas estadísticamente. Como se vio en los diagramas de caja, ya que en las dos primeras cargas aplicadas la media de la eficiencia de DBO fue mayor para los filtros control.

- **Eficiencia SST**

Figura 3. Diagrama de Cajas de Eficiencia de remoción de SST



Fuente: Elaborado en Software RStudio

El vermifiltro con carga aplicada de 13 l/m²*d, presenta variabilidad hacia los datos que están por debajo de la mediana, en donde se localiza la media. El filtro control con la misma carga, presenta mucha variabilidad hacia los datos por debajo de la mediana, la cual está muy cercana que tercer cuartil que a su vez toma un valor muy cercano al dato máximo.

El vermifiltro con la segunda carga, presenta variabilidad hacia la parte inferior de la caja, es decir para valores menores a la mediana. El filtro control con la segunda carga, presenta poca variabilidad en los datos menores a la mediana, puede verse que el dato máximo coincide con el tercer cuartil.

Con la tercera carga aplicada se muestra que la mediana del filtro control coincide con el dato máximo. En el vermifiltro con la carga de 27 l/m²*d, se observa que los datos tienen mayores desviaciones cuando están por encima de la mediana, lo cual puede deberse al valor del dato máximo.

Si se ven las tres cargas en conjunto, no se ve un patrón claro puesto que en la segunda carga los datos de los dos filtros disminuyen, pero en la tercera carga vuelven a aumentar. En este gráfico se puede apreciar que al parecer la media de los filtros de la segunda carga difieren, para los otros filtros no es muy claro, pero a continuación se muestra la prueba de Dunnett que confirma o refuta la intuición que se tiene sobre la media de estos filtros.

Tabla 3. Resultados de prueba de Dunnett - Eficiencia SST

		$ \bar{y}_v$	Estadístico de prueba
SST	Carga 13 l/m ² *d.	7,7	21,4
	Carga 20 l/m ² *d.	13,0	13,8
	Carga 27 l/m ² *d.	0,3	9,8

Fuente: Elaboración propia

Según los resultados obtenidos, con un nivel de significancia del 5% no se rechaza que la media de los filtros difiere, para las tres cargas, es decir las medias de la eficiencia de SST para los diferentes filtros son iguales en todos los casos. Aunque puede observarse que para la carga de 20 l/m²*d el valor de $|\bar{y}_v$ no es muy diferente que el estadístico de prueba, lo cual en el gráfico de box plot puede verse como una diferencia.