

# **ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL**

**FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL**

**“ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA TASA HIDRÁULICA EN LA BIODEGRADACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS TRATADAS POR SISTEMAS NO CONVENCIONALES DE VERMIFILTRACIÓN”**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL**

**CHICAIZA PAZMIÑO CARLOS EDWARD**  
chp.carlos.e@gmail.com

**DIRECTOR: Dra. CRISTINA ALEJANDRA VILLAMAR AYALA**  
cristina.villamar@epn.edu.ec  
**CO-DIRECTOR: Ing. NATHALIA TERESA VALENCIA BONILLA**  
nathalia.valencia@epn.edu.ec

**Quito, marzo 2018**

## DECLARACIÓN

Yo, Chicaiza Pazmiño Carlos Edward, declaro bajo juramento que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional, puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

---

**CHICAIZA PAZMIÑO CARLOS EDWARD**



## CERTIFICACIÓN

Certificamos que el presente trabajo fue desarrollado por Chicaiza Pazmiño Carlos Edward, bajo nuestra supervisión.

---

**Dra. CRISTINA VILLAMAR**  
**DIRECTORA DEL PROTECTO**

---

**Ing. NATHALIA VALENCIA**  
**CO-DIRECTOR DEL PROYECTO**

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco en primer lugar al pueblo ecuatoriano que financia con su esfuerzo las universidades públicas, a mi familia que me ha apoyado todo el tiempo para llegar a este momento de mi vida, especialmente a mi abuelita Magdalena que fue fundamental en mis etapas de educación apoyándome incondicionalmente en todo cuanto he necesitado, a mis padres Mónica y Aníbal que gracias a su sacrificio me dieron la comodidad de poder seguir estudiando, a mi hermana Carmita con quien pasamos por momentos muy difíciles que nos fortalecieron como personas, a mi tía Alicia, mi tío Santiago y mis abuelitos Laura y Eduardo por brindarme su apoyo y palabras de aliento para seguir en esta carrera universitaria.

También quiero agradecer a mis amigos especialmente a los más cercanos Cristian, Luis y José con quienes aprendimos a cuidarnos como un nosotros dejando de lado nuestra individualidad para ser un colectivo, a mi compañera, amiga y mentora Gaby, mis compañeros y amigos de lucha Andrés, Fernando y David con quienes a pesar de nuestras diferencias tuvimos nuestros triunfos y fracasos en la construcción de una sociedad más justa dentro de nuestra institución, también a Ivonne quien apoyo indirectamente a esta investigación y me brindó la tranquilidad que necesitaba en momentos que opacaban mi entendimiento.

A la Escuela Politécnica Nacional donde adquirí conocimientos importantes para el servicio del pueblo ecuatoriano y finalmente a la Ing. Villamar que me marco el camino de este estudio y al grupo de investigación que conformamos con sus tesis para ir puliendo con cada uno de sus consejos a la materialización de esta investigación.

Carlos Chicaiza

## DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado a mi abuelita Magdalena mis padres Mónica y Aníbal y mi hermana Carmita quienes fueron las personas que más confianza han puesto en mí para alcanzar este logro importante en mi vida.

A todas aquellas personas que pudieron apoyarme directa e indirectamente para la culminación de esta etapa de mi vida.

Carlos Chicaiza.

## CONTENIDO

DECLARACIÓN .....	II
CERTIFICACIÓN .....	III
AGRADECIMIENTOS .....	IV
DEDICATORIA .....	V
CONTENIDO.....	VI
LISTA DE FIGURAS .....	IX
LISTA DE TABLAS .....	XI
LISTA DE ABREVIATURAS.....	XII
RESUMEN .....	XIV
ABSTRACT.....	XVI
PRESENTACIÓN.....	XVII
<b>CAPÍTULO 1 .....</b>	<b>1</b>
1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1 ANTECEDENTES .....	1
1.2 OBJETIVOS .....	3
1.2.1 OBJETIVO GENERAL .....	3
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	3
1.3 ALCANCE .....	4
1.4 JUSTIFICACIÓN .....	4
<b>CAPÍTULO 2.....</b>	<b>8</b>
2. MARCO TEÓRICO .....	8
2.1. GENERACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS.....	8
2.2. PROBLEMAS AMBIENTALES VINCULADOS A LA DESCARGA DE AGUAS RESIDUALES SIN TRATAMIENTO PREVIO .....	12
2.3. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS .....	13
2.3.1. TECNOLOGÍAS CONVENCIONALES Y NO CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	14

2.4.	LA VERMIFILTRACIÓN .....	15
2.4.1.	LOMBRICES Y MICROORGANISMOS ASOCIADOS.....	23
2.4.2.	CARACTERÍSTICAS OPERACIONALES .....	29
2.4.2.1.	La carga hidráulica o tasa hidráulica (TH).....	29
2.4.2.2.	Tiempo de retención hidráulico (TRH).....	30
2.4.2.3.	La carga orgánica (COS) y carga de nutrientes.....	31
2.4.3.	CARACTERÍSTICAS DE RENDIMIENTO.....	32
	CAPÍTULO 3 .....	39
3.	Metodología.....	39
3.1.	PROCEDENCIA DEL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA .....	39
3.2.	MODELO EXPERIMENTAL .....	39
3.2.1.	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL MODELO.....	40
3.2.2.	PERIODO DE ACLIMATACIÓN Y DENSIDAD POBLACIONAL .....	42
3.2.3.	ESTRATEGIA DE OPERACIÓN .....	46
3.3.	ANÁLISIS ANALÍTICO.....	48
3.3.1.	INFLUENTE Y EFLUENTE .....	48
3.3.2.	LOMBRICES Y BIOMASA .....	51
3.4.	ANÁLISIS DE DATOS OBTENIDOS EN LA EXPERIMENTACIÓN .....	52
3.4.1.	DATOS DE OPERACIÓN Y CONTROL DEL MODELO EXPERIMENTAL.....	52
3.4.2.	DATOS DE CARACTERÍSTICAS FÍSICO- QUÍMICAS DEL INFLUENTE Y EFLUENTE .....	53
3.4.3.	DATOS DE LOMBRICES Y BIOMASA.....	54
	CAPÍTULO 4 .....	56
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	56
4.1.	LINEAMIENTOS OPERACIONALES ÓPTIMOS DE SISTEMAS DE VERMIFILTRACIÓN.....	56
4.2.	INFLUENCIA DE CAMBIOS OPERACIONALES EN LA TASA HIDRÁULICA SOBRE EL RENDIMIENTO Y FUNCIONAMIENTO DE SISTEMAS DE VERMIFILTRACIÓN.....	62
4.2.1.	RENDIMIENTO DEL MODELO EXPERIMENTAL.....	62

<b>4.2.2. FUNCIONAMIENTO Y COMPORTAMIENTO INTERNO DEL MODELO EXPERIMENTAL .....</b>	<b>80</b>
<b>4.3. ESTRATEGIA DE OPERACIÓN ÓPTIMA Y LA ELIMINACIÓN EFECTIVA DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES .....</b>	<b>96</b>
<b>CAPÍTULO 5.....</b>	<b>101</b>
<b>5. CONCLUSIONES .....</b>	<b>101</b>
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>103</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>115</b>
<b>ANEXO 1: MATERIALES, TAMAÑOS, ALTURAS Y DIMENSIONES DEL VERMIFILTRO .....</b>	<b>116</b>
<b>Referencia .....</b>	<b>116</b>
<b>ANEXO 2: DATOS DE CAUDAL Y TASA HIDRÁULICA RECOGIDOS IN SITU.....</b>	<b>119</b>
<b>ANEXO 3: MEDIDAS DE CONTROL TEMPERATURA, pH Y HUMEDAD .....</b>	<b>122</b>
<b>ANEXO 4: MEDIDAS ALOMÉTRICAS DE LAS LOMBRICES .....</b>	<b>125</b>
<b>ANEXO 5: ACTIVIDADES DE DIFUSIÓN .....</b>	<b>126</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 2-1: ETAPAS DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES .....</b>	<b>13</b>
<b>FIGURA 2-2: ESQUEMA DE LOS TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES CONVENCIONALES Y NO CONVENCIONALES .....</b>	<b>15</b>
<b>FIGURA 2-3: CAPAS INTERNAS DE UN VERMIFILTROS.....</b>	<b>19</b>
<b>FIGURA 3-1: MODELO EXPERIMENTAL.....</b>	<b>41</b>
<b>FIGURA 3-2: ACLIMATACIÓN DE LA CAPA ACTIVA CON VIRUTA Y SIN LOMBRICES. ....</b>	<b>43</b>
<b>FIGURA 3-3: ACLIMATACIÓN DE LAS LOMBRICES. ....</b>	<b>43</b>
<b>FIGURA 3-4: SEGUNDA ETAPA DE LA ACLIMATACIÓN.....</b>	<b>45</b>
<b>FIGURA 3-5 MODELO EXPERIMENTAL.....</b>	<b>48</b>
<b>FIGURA 3-6: MEDIDOR DE HUMEDAD Y TEMPERATURA DEL SUELO Y PH METRO.....</b>	<b>49</b>
<b>FIGURA 4-1: EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE DBO<sub>5</sub> Y DBO<sub>5</sub> DE SALIDADE VERMIFITROS RESPECTO A LA TASA HIDRÁULICA.....</b>	<b>60</b>
<b>FIGURA 4-2: EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE DQO Y DQO DE SALIDA EN VERMIFILTROS RESPECTO A LA TASA HIDRÁULICA .....</b>	<b>61</b>
<b>FIGURA 4-3: COMPORTAMIENTO DE SÓLIDOS TOTALES DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIAS O producción DEL MODELO EXPERIMENTAL.....</b>	<b>65</b>
<b>FIGURA 4-4: COMPORTAMIENTO DE SÓLIDOS VOLÁTILES DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIAS O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL .....</b>	<b>66</b>
<b>FIGURA 4-5: COMPORTAMIENTO DE LA DQO DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA DE CADA MODELO EXPERIMENTAL.....</b>	<b>69</b>

<b>FIGURA 4-6: COMPORTAMIENTO DE AMONIO DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL .....</b>	<b>72</b>
<b>FIGURA 4-7: COMPORTAMIENTO DE NITRATO DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL .....</b>	<b>73</b>
<b>FIGURA 4-8: COMPORTAMIENTO DE NITRITOS DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL .....</b>	<b>74</b>
<b>FIGURA 4-9: COMPORTAMIENTO DE FÓSFORO TOTAL DEL INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL.....</b>	<b>77</b>
<b>FIGURA 4-10: COMPORTAMIENTO DE COLOR DEL INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA DEL MODELO EXPERIMENTAL.....</b>	<b>79</b>
<b>FIGURA 4-11: BIOMASA MICROBIANA EN CADA CAPA DE CADA MODELO EXPERIMENTAL.....</b>	<b>84</b>
<b>FIGURA 4-12: IMÁGENES DE MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DEL VERMIFILTRO R1 .....</b>	<b>87</b>
<b>FIGURA 4-13: IMÁGENES DE MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DEL VERMIFILTRO R2 .....</b>	<b>88</b>
<b>FIGURA 4-14: IMÁGENES DE MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DEL VERMIFILTRO R3 .....</b>	<b>89</b>
<b>FIGURA 4-15: ACTIVIDAD BIOLÓGICA REPORTADA MEDIANTE MEDICIONES DE POTENCIAL ÓXIDO-REDUCCIÓN EN LAS PRIMERAS CAPAS DE CADA MODELO EXPERIMENTAL .....</b>	<b>94</b>
<b>FIGURA 4-16: COMPORTAMIENTO DE PÉRDIDA DE CARGA HIDRÁULICA RELACIONADO CON CLOGGING EN CADA MODELO EXPERIMENTAL .....</b>	<b>96</b>
<b>FIGURA 4-17: EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN RELACIÓN CON LA TASA HIDRÁULICA EN DISTINTOS ESTRATEGIAS OPERACIONALES .....</b>	<b>98</b>



## LISTA DE TABLAS

<b>TABLA 2-1: CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES.....</b>	<b>11</b>
<b>TABLA 2-2: MATERIALES, TAMAÑOS, ALTURAS Y DIMENSIONES DEL VERMIFILTRO .....</b>	<b>20</b>
<b>TABLA 2-4: EFLUENTES DE LA VERMIFILTRACIÓN Y NORMATIVA ECUATORIANA .....</b>	<b>35</b>
<b>TABLA 3-1: PARÁMETROS ANÁLIZADOS EN EL LABORATORIO Y MÉTODOS DE ANÁLISIS .....</b>	<b>50</b>
<b>TABLA 4-1: RANGOS ÓPTIMOS DE PARÁMETROS DE CONTROL EN VERMIFILTROS.....</b>	<b>57</b>
<b>TABLA 4-2: PARÁMETROS BIBLIOGRÁFICOS DE OPERACIÓN EN VERMIFILTROS.....</b>	<b>58</b>
<b>TABLA 4-3: COMPORTAMIENTO OPERACIONAL DEL MODELO EXPERIMENTAL .....</b>	<b>63</b>
<b>TABLA 4-4: COMPORTAMIENTO DE CRECIMIENTO DE LOBRICES EN CADA CAPA DE CADA MODELO EXPERIMENTAL .....</b>	<b>82</b>

## LISTA DE ABREVIATURAS

A	Área
ARA	Aguas residuales agrarias
ARD	Aguas residuales domésticas
ARI	Aguas residuales industriales
ARS	Aguas residuales sintéticas
CEC-EPN	Centro de Educación Continua
CF	Coliformes fecales
Cf	Concentración final
CH <sub>4</sub>	Metano
Ci	Concentración materia orgánica
CICAM	Centro de Investigación y Control Ambiental
CNS	Carga superficial de nitrógeno
Co	Concentración inicial
CO <sub>2</sub>	Anhídrido carbónico
COS	Carga Orgánica Superficial
CPS	Carga superficial de fósforo
CT	Coliformes totales
D	Densidad
d	Diámetro
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (Food and Agriculture Organization)
h	Altura
H	Humedad
H1	Altura inicial del piezómetro
H2	Altura final del piezómetro
HF	Perdida de carga hidráulica
INEC	Instituto Nacional de Estadísticas y Censo
INEN	Instituto Ecuatoriano de Normalización
LDIA	Laboratorio Docente de Ingeniería Ambiental
MAE	Ministerio del Ambiente del Ecuador
N	Nitrógeno
n	Eficiencia
NH <sub>3</sub>	Amoniaco

$\text{NH}_4^+$	Amonio
NMP	Número más probable
$\text{N-NH}_4^+$	Nitrógeno como Amonio
$\text{N-NO}_2^-$	Nitrógeno como nitrito
$\text{N-NO}_3^-$	Nitrógeno como nitrato
$\text{NO}_2^-$	Nitritos
$\text{NO}_3^-$	Nitratos
NT	Nitrógeno total
NTK	Nitrógeno total Kjendal
OD	Oxígeno disuelto
P	Fósforo
PET	Tereftalato de Polietileno
$\text{Pka}$	Constante de logarítmica de disociación del ácido
$\text{PO}_4^{3-}$	Fosfato
PT	Fósforo total
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
$Q_{AR}$	Caudal de Aguas Residuales
R	Radio de la circunferencia
R1	Vermifiltro irrigado 24 h/d
R2	Vermifiltro irrigado 8 h/d
R3	Vermifiltro irrigado 4 h/d
SDT	Sólidos disueltos totales
SENPLADES	Secretaria Nacional de Planificación y Desarrollo
SS	Sólidos suspendidos
ST	Sólidos totales
SV	Sólidos volátiles
t	Tiempo
T	Temperatura
TH	Tasa Hidráulica
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico
V	Volumen
v	Velocidad
$\rho$	Porosidad de todo el medio

## RESUMEN

Las deficiencias de cobertura en saneamiento en zonas rurales del Ecuador, abre posibilidades para el tratamiento de aguas residuales domésticas a base de sistemas no convencionales y económicos como la vermifiltración. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia de estrategias operacionales de riego constante e intermitente en el comportamiento de la tasa hidráulica y la biodegradación de materia orgánica y nutrientes, con el fin de controlar el *clogging*.

La metodología utilizada se basó en el estudio de sistemas de vermifiltración a escala laboratorio por 70 días. El modelo experimental contempló 3 vermifiltros similares, operando a una tasa hidráulica óptima de  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ , pero diferenciándose porque cada uno operó a diferentes intervalos de riego: 24h/d, 8h/d y 4h/d, todos alimentados con agua residual sintética de similares características que el agua residual doméstica. La evaluación del modelo experimental fue hecha en 2 etapas. En la primera (8 semanas) se evaluó el comportamiento de la eficiencia de eliminación de materia orgánica y nutrientes (nitrógeno y fósforo). En la segunda (2 semanas), se evaluó el *clogging* y comportamiento de la biomasa (actividad/cantidad microbiana y lombrices). Los resultados demostraron que los vermifiltros R1-24h, R2-8h y R3-4h alcanzaron eficiencias de eliminación de DQO del 35, 74 y 61%, respectivamente. Las eficiencias de eliminación de nitrógeno para R1-24h, R2-8h y R3-4h fueron de 3,8, 44,4 y 49,8%, respectivamente. La eliminación de fósforo para R1-24h, R2-8h y R3-4h fue de 8,4, 27,2 y 22,0%, respectivamente. R2-8h y R3-4h mostraron ser más eficientes en el control de *clogging* con valores de pérdida de carga acumulada de -0,8 y +2,8 cm, respectivamente. Finalmente, la actividad microbiana demostró que R3-4h permite mantener condiciones intercaladas de nitrificación-desnitrificación (-64,4 a +52,1 mV), condición que se ve reflejada por las eficiencias de eliminación de nitrógeno en este vermifiltro que alcanzó 49,8%. La mayor cantidad de biomasa microbiana fue de  $13,2 \text{ g SV}/\text{m}^2$ , ubicada en la capa activa en R2-8h así como el mejor peso promedio por lombriz ( $0,3045 \text{ g}/\text{lombriz}$ ) por lo tanto el vermifiltro R2-8h

tuvo mejores valores de eficiencia, mayor cantidad de lombrices adultas (10), de biomasa (13,2 mg SV/m<sup>2</sup>) y menor *clogging* (-0,8 cm).

## ABSTRACT

Deficiencies in coverage in sanitation in rural areas of Ecuador opens up possibilities for the treatment of domestic wastewater based on non-conventional and economic systems such as vermifiltration. Therefore, the objective of this work was to study the influence of the operational strategies of constant and intermittent growth in the behavior of the hydraulic rate and the biodegradation of organic matter and nutrients, in order to control the clogging.

The methodology used was based on the study of vermifiltration systems at laboratory scale for 70 days. The experimental model contemplated 3 similar vermifilters, operating at an optimum hydraulic rate of  $2.5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ , but differentiated because each operated at different irrigation intervals: 24h/d, 8h/d and 4h/d, all fed with wastewater synthetic of similar characteristics that domestic wastewater. The evaluation of the experimental model was done in 2 stages. In the first (8 weeks) the behavior of the elimination efficiency of organic matter and nutrients (nitrogen and phosphorus) was evaluated. In the second (2 weeks), the clogging and behavior of the biomass were evaluated (activity / microbial quantity and worms). The results showed that vermifilters R1-24h, R2-8h and R3-4h reached COD elimination efficiencies of 35, 74 and 61%, respectively. The nitrogen removal efficiencies for R1-24h, R2-8h and R3-4h were 3.8, 44.4 and 49.8%, respectively. The elimination of phosphorus for R1-24h, R2-8h and R3-4h were 8.4, 27.2 and 22.0%, respectively. R2-8h and R3-4h were shown to be more efficient in clogging control with cumulative load loss values of -0.8 and +2.8 cm, respectively. Finally, the microbial activity showed that R3-4h allows to maintain nitrification-desnitrification interspersed conditions (-64.4 to +52.1 mV), this condition is reflected by the nitrogen elimination efficiencies in this vermifilter that reached 49, 8%. The highest amount of microbial biomass was  $13.2 \text{ g SV}/\text{m}^2$ , located in the active layer in R2-8h as well as the best average weight per earthworm ( $0.3045 \text{ g} / \text{earthworm}$ ) therefore vermifilter R2-8h had better values of efficiency, greater number of adult worms (10), of biomass ( $13.2 \text{ mg SV}/\text{m}^2$ ) and less clogging (-0.8 cm).

## PRESENTACIÓN

El presente trabajo de titulación fue realizado en cinco capítulos estructurados de la siguiente manera:

Capítulo 1, Introducción, este capítulo presenta la información de los antecedentes de la problemática ambiental y social de los residuos líquidos a nivel mundial y local, una visión general a las posibles soluciones de depuración de estos residuos y la presentación de la tecnología de vermifiltración como una alternativa viable y competitiva ante las tecnologías convencionales y no convencionales de tratamiento de aguas residuales, también se describe los objetivos del trabajo y la justificación para su realización.

Capítulo 2, Marco Teórico, es una revisión bibliográfica que pretende brindar información de la generación, caracterización y tipos de agua residual tratadas por sistemas de vermifiltración relacionados a la normativa ecuatoriana y la problemática ambiental que causan las aguas residuales no tratadas. También incluye información detallada lo que se considera una tecnología convencional y no convencional para el tratamiento de aguas residuales domésticas, finalmente, describe la conformación de la tecnología no convencional de la vermifiltración, descrita por capas, la función que estas realizan y los organismos saprófitos vinculados a esta tecnología incluyendo el análisis de las características operacionales y de rendimiento que ha presentado esta tecnología en el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Capítulo 3, Metodología, detalla la metodología que se utiliza para llevar a cabo el presente trabajo explicando los métodos utilizados para la caracterización de los influentes y efluentes del modelo experimental, la construcción y operación del modelo experimental, la aclimatación de las lombrices, la obtención de los datos y los procesamientos de los datos obtenidos en laboratorio para su posterior análisis.

El capítulo 4, Resultados y discusión, muestra los resultados obtenidos durante cada etapa del experimento tanto en rendimiento como en control y operación, discutiendo en ellos los lineamientos operacionales óptimos para su

funcionamiento, la influencia de los cambios operacionales en la tasa hidráulica sobre el rendimiento y funcionamiento y definiendo la estrategia óptima de operación para eliminación de materia orgánica y nutrientes.

Por último, el Capítulo 5, Conclusiones, abarca las conclusiones obtenidas a través de la reflexión sobre el cumplimiento de los objetivos y los resultados obtenidos en la revisión bibliográfica y en el modelo experimental.



# CAPÍTULO 1

## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1 ANTECEDENTES

La actividad antrópica, genera residuos líquidos de distinta procedencia (municipales, agropecuarios e industriales), los cuales son fuente de contaminación permanente (Bloom y Canning, 2006). A nivel mundial, la producción anual de residuos líquidos supera los 400 km<sup>3</sup>/año (Mateo-Sagasta et al, 2015). En Ecuador la generación de este tipo de residuos líquidos alcanza los 0,45 km<sup>3</sup>/año (FAO, 2016), mismos que corresponden a un 80% de cobertura en el sistema de alcantarillado en zonas urbanas y 25% en la zona rural, cuyo tratamiento alcanza apenas el 8 % de lo generado (SENPLADES, 2014; INEC, 2016; FAO, 2016).

Las aguas residuales domésticas se caracterizan principalmente por la presencia de material sólido suspendido (100 – 350 mg SST/L), materia orgánica (450 – 1000 mg DQO/L, 100 – 400 mg DBO<sub>5</sub>/L), nutrientes (20 – 85 mg N/L, 4 – 15 mg P/L) y patógenos (4,9x10<sup>4</sup> - 5,5x10<sup>9</sup> NMP/100 mL) (Metcalf y Eddy, 2003). Los impactos directos asociados a la generación y caracterización de este tipo de descargas al ambiente, tiene relación con problemas de eutrofización, toxicidad, anoxia y pérdida de biodiversidad de cuerpos acuáticos superficiales (Bajsa et al., 2003). Sin embargo, existen impactos indirectos en el ambiente, generados al no tratar los residuos líquidos y que hacen mención a la pérdida de las características agronómicas de suelos, emisiones atmosféricas (CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>, etc) y problemas de salud pública (Mateo-Sagasta et al., 2015; Molina, 2016).

La necesidad de disminuir la contaminación, ha dado paso a un conjunto de procesos (físicos, químicos y biológicos) que favorezcan el tratamiento de los residuos líquidos domésticos, siendo los procesos biológicos, los más utilizados (Tchobanoglous y Burton, 1991; Fernandez et al., 2000). Dentro de los procesos biológicos utilizados existen varias alternativas, sin embargo los factores económicos, como los costos de operación (energía e insumos químicos) y

mantenimiento (gestión de lodos), han restringido el uso de tecnologías convencionales (ej. lodos activados) en zonas rurales, por lo que los sistemas no convencionales (ej. vermifiltración) surgen como una alternativa viable para estas zonas (Fernandez et al., 2000; Barañao y Tapia, 2004; Velasco, 2015).

Los sistemas no convencionales, aplicables a zonas rurales son tecnologías pasivas que reproducen los procesos auto-depuradores (biogeoquímicos) de la naturaleza (Metcalf y Eddy, 2003). Los vermifiltros, son sistemas no convencionales relativamente bajos en consumo energético (bombeo o sistemas de conducción) si se los compara con los tratamientos convencionales especialmente con los lodos activados (1,2- 3,8 kg O<sub>2</sub>/kWh) (Sinha et al., 2008; Kumar et al., 2015; Velasco, 2015).

Los vermifiltros han sido evaluados principalmente en aguas residuales domésticas; pero también hay algunas experiencias de su aplicación en aguas de origen agropecuario e industrial (Hernández, 2005; Ruz y Vukasovic, 2006; Sinha et al. 2007; Mendieta, 2012; Misal y Mohite, 2017;). Operacionalmente, los vermifiltros aplicados para residuos líquidos domésticos, requieren el conocimiento, monitoreo y control de las condiciones idóneas para la supervivencia y crecimiento de las lombrices (humedad, pH y temperatura), tasas hidráulicas (1 a 2,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d), cargas orgánicas (0,1 – 0,8 kg de DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d y 0,1 – 0,6 kg de DQO/m<sup>2</sup> d) y carga de nutrientes (20 - 120 g de N/m<sup>2</sup> d y 2,5 - 11,2 g de P/m<sup>2</sup>d) (Hughes et al., 2007; Krishnasamy et al., 2013; Arora et al., 2014a; Arora et al., 2014b; Velasco, 2015). Las características operacionales descritas, demuestran robustez de este sistema en la eliminación de sólidos (> 70%) (Kumar et al., 2015; Vizcaíno y Fuentes, 2016), materia orgánica (> 80% DQO y 90% DBO<sub>5</sub>) (Sinha et al., 2007; Manyuchi et al., 2013; Lakshmi et al., 2014; Kumar et al., 2015;) y patógenos (>88 % de los coliformes) (Cardoso et al., 2013; Arora et al., 2014a; Arora et al., 2014b; Kumar et al., 2015). La eliminación de nutrientes en estos sistemas no supera el 30% en nitrógeno y 20% en fósforo (Li et al., 2009; Zhao et al., 2012; Velasco, 2015; Vizcaíno y Fuentes, 2016).

Se ha observado, que procesos de nitrificación-desnitrificación pueden ser efectivos en humedales construidos operados bajo condiciones de tasa intermitente generada por la estacionalidad (Villamar et al., 2015). La eliminación de nutrientes ha sido estudiada mediante tasas permanentes (Liu et al., 2013; Kumar et al., 2014; Lourenço y Nunes, 2017b), pero no se han hecho estudios de cambios en la tasa hidráulica para favorecer estos procesos.

## **1.2 OBJETIVOS**

### **1.2.1 OBJETIVO GENERAL**

Estudiar el efecto en la biodegradación de materia orgánica y nutrientes al aplicar estrategias de dosificación de tasa hidráulica intermitente sobre sistemas no convencionales de vermifiltración y evaluar la posibilidad de evitar *clogging*.

### **1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Establecer el estado del arte, respecto a la relación de variables operacionales con variables de eficiencia aplicadas en sistemas de vermifiltración.
- Evaluar la influencia de las estrategias de aplicación de tasa hidráulica intermitente, sobre el sistema de vermifiltración usado para disminuir materia orgánica y nutrientes de las aguas residuales domésticas.
- Comparar el comportamiento de sistemas de vermifiltración optimizados en función de la aplicación de una tasa intermitente con respecto al “*clogging*”.

### 1.3 ALCANCE

Las oportunidades de optimización en los sistemas de vermifiltración que permitan mejorar su desempeño respecto a la eliminación de materia orgánica y nutrientes se ha estudiado en base a variaciones de la tasa hidráulica (Kumar et al., 2014). Sin embargo, no se ha evaluado bajo distintas estrategias de operación hidráulica (caudales permanentes o intermitentes), las que podrían ofrecer microambientes más diversos y favorecer cerrar el ciclo de los nutrientes, así como evitar el taponamiento o *clogging* en estos sistemas a largo plazo (Baumgartner, 2013; Krishnasamy et al., 2013; Manyuchi et al., 2013). Por lo tanto, este trabajo pretende aportar en el conocimiento de estas tecnologías, enfocadas en su operación.

Este tipo de investigaciones, favorece el entendimiento de los procesos inmersos en sistemas de vermifiltración, optimizando su operación condición extrapolable a condiciones reales y además, ser una herramienta eficaz que permita mejorar operacionales en sistemas de vermifiltración que ya estén operando.

### 1.4 JUSTIFICACIÓN

En el Ecuador, la cobertura de alcantarillado en la zona rural no supera el 30%, lo que refleja el uso intensivo de estrategias personales de saneamiento. La población rural, para resolver los problemas de saneamiento accede a sistemas ineficientes como tanques sépticos conectados a pozos ciegos (19.91%) mientras el resto descarga directamente los residuos líquidos a cuerpos de agua superficial (SENPLADES, 2014).

Esta realidad nos lleva a pensar y proponer alternativas de bajo costo, constructivo y de mantenimiento que agilicen el manejo y que ofrezcan el cierre de ciclos de estos residuos (Galarza, 2015). Los tratamientos convencionales, pueden ser una alternativa de costos elevados para implementar en zonas rurales (lodos activados y lagunas de oxidación cuestan entre 90 - 180 US\$/hab); mientras sistemas no convencionales como la vermifiltración, son tecnologías menos invasivas, aunque

en algunos casos pueden ser económicamente similares como los humedales (85 - 630 US\$/hab) a sistemas convencionales, los vermifiltros son más rentables en costo-efectivas (35 - 70 US\$/hab), incluso pueden brindar valores socio-económicos adicionales tales como humus, proteína animal, residuo líquido con propiedades agronómicas, entre otros, a sus usuarios (Barañaño y Tapia 2004; Velasco, 2015; Vera et al., 2016).

Los pozos sépticos y tanques imhoff, tecnologías que a partir de procesos anaeróbicos incompletos (hidrólisis-acidogénesis) realizan la biodegradación de la fracción orgánica de las aguas residuales domésticas, son comúnmente usadas en estos sectores, a pesar de ser económicas respecto al mantenimiento llegan a ser altamente ineficientes respecto a la disminución de materia orgánica (25 - 55% en DBO<sub>5</sub>), lo que resta el poder utilizar sus sub-productos con fines agrícolas, además generan pasivos ambientales como lodo poco estabilizado y el escape de emisiones atmosféricas (metano) con implicancias climáticas globales (Galarza, 2015). Los sistemas de vermifiltración, a partir de la combinación de procesos biológicos (oxidación biológica, nitrificación-desnitrificación, asimilación microbiana y animal, entre otros), químicos (adsorción y precipitación catiónica) y físicos (retención, sedimentación, entre otros), es capaz de competir con estas tecnologías, debido a su robustez en cuanto a la disminución de materia orgánica, nutrientes y patógenos todo en un mismo reactor, siendo bien estudiado en este tipo de residuos líquidos (Laws et al., 2003; Miranda 2005; Sinha et al., 2007; Li et al., 2009; Zhao et al., 2012; Manyuchi et al., 2013; Arora, et al., 2014a; Arora et al., 2014b; Kumar et al., 2014; Lakshmi et al., 2014; Kumar et al., 2015; Velasco, 2015).

La vermifiltración, además genera microambientes simbióticos, permitiendo que el producto de unos organismos, como por ejemplo puede ser la materia orgánica recalcitrante descompuesta por la acción enzimática de las lombrices, sea consumida por microorganismos heterótrofos presentes en estos sistemas, dichos microambientes oxidados y reducidos que dan cabida a la heterogénea ecología

de estas tecnologías, es favorecida por la tasa hidráulica y los intervalos de descanso o intermitencia que se generen de la operación.

Al respecto, Zamora *et al.* (2008) y Salvador y Aragües (2013) haciendo estudios en el suelo, han encontrado que la aplicación de una tasa de riego constante puede incrementar la cantidad de materia orgánica y nutrientes en el suelo, aportando saturación en los poros y aumentando la compactación del mismo, mientras que la aplicación de una tasa de riego intermitente puede disminuir la materia orgánica y nutrientes, evitando la percolación y compactación del suelo y aumentando la vida útil de los sistemas que lo aplican. Los estudios de estrategias de aplicación de una tasa de riego son muy frecuentes en el riego de cultivos, pero su aplicación a los vermifiltros no ha sido estudiada, por lo que este estudio pretende mostrar un análisis del potencial uso de aplicación de una tasa intermitente en los procesos de depuración.

La estrategia de aplicación del agua residual mediante la variable de operación tasa hidráulica, ha sido estudiada con diferentes valores de tasa hidráulica constante por Li *et al.*, (2009), Krishnasamy *et al.*, (2013) y Kumar *et al.*, (2015). Estos autores, encontraron y optimizaron la tasa de alimentación de vermifiltros con aguas residuales domésticas, situando la operación a valores inferiores o similares a  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ . No obstante, el estudio de cargas hidráulicas intermitentes, alrededor de este valor no ha sido estudiada, así como tampoco la relación sobre la biodegradación de materia orgánica, nutrientes y el comportamiento de condiciones operativas reales que incluyan la evaluación del taponamiento.

Las condiciones de estudio de esta tecnología bajo escenarios controlados de laboratorio, han sido ampliamente estudiados (Laws *et al.*, 2003; Miranda 2005; Sinha *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2009; Zhao *et al.*, 2012; Manyuchi *et al.*, 2013; Arora *et al.*, 2014a; Arora *et al.*, 2014b; Kumar *et al.*, 2014; Lakshmi *et al.*, 2014; Kumar *et al.*, 2015; Velasco, 2015).

La vermifiltración puede llegar a ser una tecnología efectiva y capaz de disminuir el impacto al ambiente, costo-efectiva más económica que otras y más aún brindar otros valores a quienes la implementen, es decir sustentable y transferible (Barañao y Tapia, 2004; Velasco, 2015, Vera et al., 2016). La búsqueda de optimizar y mejorar la operación y efectividad de la tecnología, es posible a partir de varias estrategias siendo aquellas de tipo operativo (tasas de aplicación) las que económicamente puedan ser más económicas (Zamora et al., 2008; Salvador y Aragües, 2013).

## CAPÍTULO 2

### 2. MARCO TEÓRICO

#### 2.1. GENERACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Las aguas residuales pueden tener varios orígenes de carácter antropogénico: aguas residuales de origen agropecuario provenientes de actividades productivas pecuarias (avícola, porcina, ganadera, entre otras), aguas residuales de origen industrial (residuos líquidos industriales) procedentes de procesos productivos de manufactura vinculados a diferentes procesos industriales y las aguas residuales de origen municipal procedentes de las actividades de una ciudad.

Dentro de las aguas residuales municipales, se encuentran las aguas residuales de origen doméstico que se definen como aquellos desechos líquidos provenientes de la actividad metabólica humana y las actividades domésticas cotidianas de las viviendas, instituciones, comercios o zonas residenciales (Vera, 2012; Orozco, 2015; Mateo-Sagasta et al., 2015; Molina, 2016). Existen aguas que al ser recolectarlas en un sistema de alcantarillado municipal pueden estar mezcladas con aguas de origen pluvial (aguas lluvias) o de origen industrial cuando la recolección no es por separado (Vera, 2012; Orozco, 2015).

De acuerdo a Vera (2012), las aguas residuales domésticas pueden provenir de asentamientos humanos rurales, cuando estas producen menos de 200 m<sup>3</sup>/día de aguas residuales o tienen una población menor o igual a 2000 habitantes y de asentamientos urbanos, cuando superan los 2000 habitantes.

Las características de las aguas residuales domésticas depende de los hábitos de la población de origen (Metcalf y Eddy, 2003; Orozco, 2015). La caracterización de las aguas residuales domésticas, se realiza a través de la descripción de distintos parámetros como: Parámetros físicos, que corresponden a aquellas propiedades organolépticas del agua residual (Molina, 2016), estos parámetros son medibles a



través de temperatura (T), olor, color, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y sólidos suspendido (SS) (Metcalf y Eddy, 2003; Vera, 2012). La fracción orgánica correspondiente a la compuestos susceptibles a biodegradación, los cuales se miden en forma inespecífica por la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) (Molina, 2016; Vera, 2012; Metcalf y Eddy, 2003). En aguas residuales domésticas, existen nutrientes que son evaluados mediante Nitrógeno Total (NT), Nitrógeno Total Kjendahl (NTK), amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) Fósforo Total (PT), fósforo orgánico (P-orgánico) y fosfatos (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) (Metcalf y Eddy, 2003; Vera, 2012; Molina, 2016). Finalmente, en este tipo de aguas residuales existen contaminantes microbiológicos que son evaluados mediante Coliformes Fecales (CF) y Coliformes Totales (CT) (Metcalf y Eddy, 2003; Vera, 2012; Da Cámara et al., 2014; Molina, 2016)

De acuerdo a lo expuesto, las características de aguas residuales reportan valores de sólidos de 550 – 720 mg/L (Lakshmi et al., 2003; Vizcaino y Fuentes, 2016), materia orgánica medida como DQO y DBO<sub>5</sub> de 92 – 699 y 39 – 380 mg/L (Liu et al., 2013; Velasco, 2015), respectivamente. La fracción relacionada a nutrientes evidencia que aguas residuales domésticas contienen concentraciones de nitrógeno total de 23 – 94 mg/L y amonio de 10 – 90 mg/L (Laws, 2003; Wang et al., 2011; Liu et al., 2013). Finalmente, patógenos en este tipo de aguas bordean valores del orden de 3,57x10<sup>7</sup> NMP/100mL.

En al menos el 25% de los estudios revisados se puede apreciar el uso de agua residual sintética ( Arora et al., 2014a, Arora et al., 2014b, Arora y Kazmi, 2015 y Arora et al.,2016, Kumar et al., 2014, Kumar et al., 2015 y Zhao et al., 2012) que ofrece características comparables con el agua residual de origen doméstico, en esta composición sintética los rangos de variabilidad son más pequeños entre el valor máximo y mínimo al compararlas con las aguas residuales de origen doméstico para parámetros como DBO<sub>5</sub>, DQO, SS, PT y NTK, esto se puede apreciar en la Tabla 2-1, de la cual se puede obtener los siguientes rangos en aguas residuales de origen doméstico DBO<sub>5</sub> entre 39 a 380 mg/L, DQO entre 92 a 699 mg/L, SS entre 50 a 532 mg/L (Liu et al., 2013; Velasco 2015; Lourenco et al.,

2017a), PT entre 4 a 11 mg/L y NTK entre 23 a 94 mg/L (Laws et al., 2003; Li et al., 2009; Wang et al., 2011; Vizcaino y Fuentes, 2016) y en aguas residuales sintéticas DBO<sub>5</sub> entre 244 a 330 mg/L, DQO entre 360 a 480 mg/L, SS entre 130 a 289 mg/L (Zhao et al., 2012; Kumar et al., 2014; Kumar et al., 2015; Arora y Kazmi, 2015; Arora et al., 2016), PT entre 5,1 a 5,2 mg/L y NTK entre 40 a 50 mg/L (Zhao et al., 2012; Kumar et al., 2014, Kumar et al., 2015), cuyos valores muestran que la relación entre el valor máximo y mínimo en las aguas residuales de origen doméstico fue de 2,8 veces en el PT y 10,6 veces en los SS, por otro lado la diferencia entre el límite máximo y mínimo de las aguas residuales sintéticas esta entre 1 vez en PT y 2,2 veces en los SS, otros parámetros como la temperatura (T) y el oxígeno disuelto (OD), sus rangos son muy similares (Arora et al., 2014a, Arora et al., 2014b, Lakshmi et al., 2014 y Vizcaino y Fuentes, 2016). Finalmente, para coliformes fecales (CF) los valores del agua residual de origen doméstico ( $1,8 \times 10^4$  –  $3,57 \times 10^7$  NMP/100mL) (Cardoso et al 2013 y Vizcaino y Fuentes, 2016) son 10 veces más grandes que los valores de las aguas residuales sintéticas ( $3,02 \times 10^4$  –  $4,26 \times 10^6$  NMP/100mL) (Arora et al., 2014a y Arora y Kazmi, 2015). Sin embargo, el agua residual sintética y de origen doméstico marca una gran diferencia con respecto a las aguas residuales de origen agropecuario e industrial ya que estas tienen rangos muchos más amplios en parámetros como DBO<sub>5</sub> (264 – 139200 mg/L) DQO (1843 - 15000 mg/L), SS (220 - 358000 mg/L) y NTK (< 2800 mg/L) (Hernandez, 2005; Ruz y Vukasovic, 2006; Sinha et al., 2007; Mendieta, 2012; Misal et al., 2017), por lo tanto sus características son diferentes, esto se puede sustentar con la TABLA 2-1 que describe los valores máximos y mínimos encontrados en la revisión bibliográfica para cada parámetro.

TABLA 2-1: CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES

Parámetro	Unidad	ORIGEN				Referencias
		ARD	ARS	ARA	ARI	
ST	mg/L	550 - 720	<689			8,10,23,24
SS	mg/L	50 - 532	130 - 289		220 -	3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15
T	°C	25 - 30	25 - 27		358000	1,2,10,24
NTK	mg/L	23 - 94	40 - 50	< 2800		5,6,8,9,11,12,14,19,20,23,24,25, 26
NH <sup>4+</sup> -N	mg/L	10 - 90	20 - 49			4,5,6,9,11,13,14,15,25
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	0,4 - 19	20 - 49			4,5,9,11
PT	mg/L	4 - 11	5,1 - 5,2			4,9,11,12,14,20,23,24,25,26
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	mg/L	5 - 26	<8		<144	5,6,8,17
OD	mg/L	0,5 - 4,0	0,4 - 3,2			2,3,5,9,13,24,25
DBO <sub>5</sub>	mg/L	39 - 380	244 - 330	<18000	264 -	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15, 16,17,18,19,20,21,22,23,24
DQO	mg/L	92 - 699	360 - 480		1843 -	1,2,3,4,5,6,8,9,10,11,12,13,14,15,16 ,17,18,20,21,22,23,24,25,26
CF	NMP/100 ml	1,8x10 <sup>4</sup> -	3,02x10 <sup>4</sup> -		15000	
		3,57x10 <sup>7</sup>	4,26x10 <sup>6</sup>			
			3,02x10 <sup>5</sup> -			
CT	NMP/100 ml		3,5x10 <sup>8</sup>			1,2,3,4,5,6,9,24

ARA: aguas residuales de origen agropecuario; ARD: aguas residuales de origen domésticas, ARI: aguas residuales de origen industrial ARS: aguas residuales de origen sintéticas.  
Fuente: Laws (2003)-11; Hernandez (2005)-7; Ruz & Vukasovic Ltda. (2006)-19; Sinha et al (2007)-21; (2008)-22; Sartori (2010)-20; Wang et al (2011)-25; Cardoso et al (2011)-5; Mendieta (2012)-17; Zhao et al (2012)-26; Zhao et al (2013)-6; Li et al (2013)-12; Manyuchi et al (2013)-16; Liu et al (2013)-13; Kumar et al (2014)-8; Lakshmi et al (2014)-10; Arora et al (2014a)-1; (2014b)-2; Arora y Kazmi (2015)-3; Kumar et al (2015)-9; Velasco (2015)-23; Arora et al (2016)-4; Vizcaino y Fuentes (2016)-24; Misal et al (2017)-18; lourenco et al (2017a)-14; (2017b)-15  
Elaborado por: Carlos Chicaiza

## 2.2. PROBLEMAS AMBIENTALES VINCULADOS A LA DESCARGA DE AGUAS RESIDUALES SIN TRATAMIENTO PREVIO

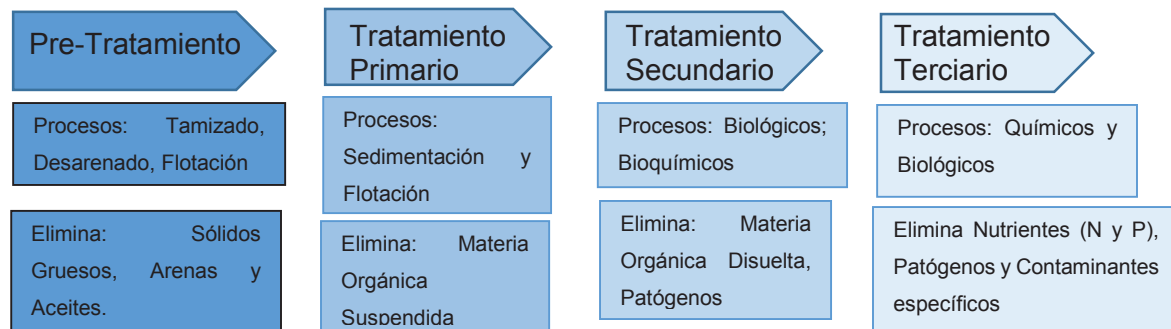
Las descargas directas de aguas residuales en cuerpos de agua generan problemas ambientales como la alteración del contenido de oxígeno disuelto lo que puede generar cambios en las poblaciones de peces e invertebrados que necesitan concentraciones de OD mayores a 5 mg/L y de DBO<sub>5</sub> menores a 10 mg/l para mantener sus poblaciones estables (Vera, 2012). Adicionalmente la presencia de nutrientes cuyas concentraciones de N (en lagos 0,7 – 1,2 y ríos >1,5 mg/L) y P (en lagos 0,03 – 0,10 y ríos > 0,08 mg/L) determinan la eutrofización de los cuerpos de agua (Vera, 2012, Molina, 2016). La toxicidad se debe a contaminantes de origen inorgánico como metales pesados (hierro, cromo, plomo, entre otros) u orgánico (pesticidas, herbicidas, fungicidas, entre otros) que pueden ser letales para los organismos de los sistemas acuáticos (Vera, 2012, Molina, 2016), la modificación de hábitat y alteración de las cadenas tróficas son producto de cambios térmicos mayores a 5°C a la temperatura natural, la acidificación por pH menor a 6 y la presencia de sólidos que aumentan la turbidez que impide que los rayos solares penetren en los cuerpos de agua y que su sedimentación cambia las propiedades del lecho acuático (Vera, 2012).

Por otra parte, el uso de aguas residuales sin previo tratamiento de manera directa o indirecta puede generar impactos a la salud pública (Mateo-Sagasta et al., 2015), estos impactos son atribuidos a enfermedades como la cólera, gastroenteritis, diarreas, fiebre tifoidea y disentería (Vera, 2012). Estas enfermedades son causadas por microorganismos indicadores (CF) provenientes de heces (Vera, 2012, Molina, 2016), siendo los microorganismos más importantes la *E. coli* y la *Salmonella* (Arora et al., 2014a; Arora et al., 2014b).

### 2.3. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

El tratamiento de aguas residuales domésticas tiene como finalidad mitigar o disminuir los contaminantes provenientes de la recolección de sistemas de alcantarillado (Vera, 2012), estableciendo condiciones y necesidades propias de cada localidad, que responden a una normativa legal (Metcalf y Eddy, 2003). La eliminación de contaminantes en tratamiento de aguas residuales se pueden agrupar en 4 etapas que son: el pre-tratamiento, los tratamientos primarios, secundarios y terciarios (Metcalf y Eddy, 2003). El pre-tratamiento es un proceso físico para eliminar contaminantes como grasas y aceites o materiales gruesos que pueden obstaculizar los posteriores tratamientos (Mateo-Sagasta et al., 2015). Los tratamientos primarios son procesos físicos que permiten eliminar sólidos sedimentables, flotantes orgánicos e inorgánicos (Mateo-Sagasta et al., 2015; Orozco, 2015). Los tratamientos secundarios son procesos bioquímicos degradadores de materia orgánica y en menor medida de nutrientes mediante procesos aerobios o anaerobios realizados por bacterias o protozoos (Mateo-Sagasta et al., 2015; Metcalf y Eddy, 2003). Los tratamientos terciarios son procesos físicos, químicos y biológicos que permiten el pulido del efluente a descargarse eliminando componentes como el nitrógeno y fósforo, contaminantes específicos como metales pesados o agentes patógenos por desinfección (Mateo-Sagasta et al., 2015; Metcalf y Eddy, 2003; Orozco, 2015).

**FIGURA 2-1: ETAPAS DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**



**Fuente:** Metcalf y Eddy (2003); Barañao y Tapia (2004)

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

Los tratamientos de aguas residuales pueden organizarse como tratamientos centralizados, estos son grandes instalaciones donde reciben las descargas de alcantarillados extensos generalmente de asentamientos urbanos. También existen tratamientos descentralizados, que son tratamientos locales y cercanos al lugar de origen, generalmente son usados en asentamientos rurales aislados o dispersos (Vera, 2012), en cualquiera de estos tratamientos se puede optar por tecnologías convencionales o no convencionales, pero los tratamientos convencionales generalmente son centralizados.

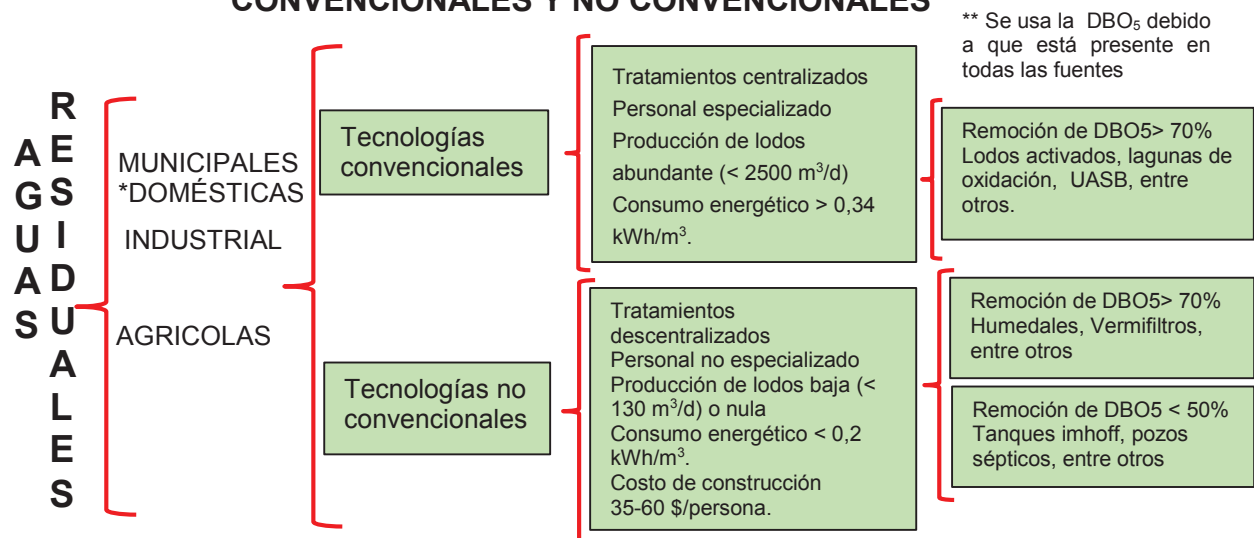
### **2.3.1. TECNOLOGÍAS CONVENCIONALES Y NO CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

Los tratamientos convencionales, son considerados aquellos tratamientos que tienen una amplia historia de investigación, desarrollo, aplicación y uso aproximadamente desde 1900 (Castillo y Adolfo, 2016). Además, tienen bajo valor estético debido a que su construcción no puede ocupar materiales autóctonos (Vera, 2012), sus operaciones son mecanizadas, su consumo energético es alto ( $>0,34 \text{ kWh/m}^3$ ) (Vera, 2012; Jara, 2014), requiere de personal especializado para su mantenimiento y operación y son tecnologías dentro de la etapa secundaria del tratamiento, que requieren de las otras etapas del tratamiento (pre-tratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario o avanzado) (Metcalf y Eddy, 2003; Noyola et al., 2012; Fernandez et al., 2000) produciendo además lodos de desecho ( $< 2500 \text{ m}^3 \text{ lodo/d}$ ) (Jara, 2014).

Las tecnologías no convencionales o tecnologías naturales, son aquellas que hacen uso de componentes y procesos naturales (ciclos biogeoquímicos) para disminuir los contaminantes, eliminándolos en una misma etapa (Metcalf y Eddy, 2003; Vera, 2012). Además, la necesidad de personal para mantenimiento es escasa, el consumo energético reducido entre 0 a  $0,2 \text{ kWh/m}^3$  (Vera, 2012), la producción de lodos de desecho es baja ( $< 130 \text{ m}^3 \text{ lodo/d}$ ) o nula (López et al., 2004; Vera, 2012) y estéticamente son viables por el uso de materiales del entorno (Vera, 2012).

Entre las tecnologías no convencionales se tienen tecnologías con una baja eliminación de  $\text{DBO}_5$  entre 25 – 50 % como los tanques imhoff y pozos sépticos que son los más usados en tratamientos descentralizados (Galarza, 2015) y otras tecnologías más recientes como por ejemplo los vermifiltros o humedales artificiales con remociones superiores a los 75% (Fernandez et al., 2000; Liu et al., 2013). La FIGURA 2-2 resume las diferencias entre sistemas convencionales y no convencionales enfocados al tratamiento de aguas residuales domésticas.

**FIGURA 2-2: ESQUEMA DE LOS TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES CONVENCIONALES Y NO CONVENCIONALES**



**Fuente:** Metcalf y Eddy (2003), López et al. (2004); Jara (2012); Vera (2012), Galarza Delgado (2015), Velasco (2015).

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

## 2.4. LA VERMIFILTRACIÓN

La vermifiltración, es un sistema natural no convencional, que usa el principio del filtro biológico, donde proliferan microorganismos acoplado simbióticamente a organismos saprófitos como las lombrices, robusteciendo su efecto depurador (Sinha et al., 2007; Sinha et al., 2008). La tecnología, fue estudiada y desarrollada previamente por el PhD. José Tohá y su equipo de investigación de la Universidad de Chile en 1992, siendo este el primer uso de la tecnología del vermicompostaje



para el tratamiento de residuos líquidos (Laws, 2003; Sinha et al., 2007; Sinha et al., 2008; Manyuchi et al., 2013; Arora et al., 2014a;).

El sistema conceptualmente está compuesto por capas las cuales varían, según su composición y disposición a distintas profundidades. En la mayoría de los casos es frecuente el uso de al menos 3 capas, las cuales se describen a continuación.

La primera capa, denominada “capa activa” está conformada por organismos saprófitos (lombrices) y heterótrofos/autótrofos (bacterias asociadas) que cohabitan en el material de soporte de origen orgánico (Sinha et al., 2008; Arora et al., 2014b). Los diámetros de partícula oscilan entre 0,6 a 20 mm (Xing et al., 2012; Arora et al., 2014a ). Los materiales más frecuentes de esta capa son la vermicomposta (Kumar et al., 2015), el aserrín (Vizcaíno y Fuentes, 2016) y con menor frecuencia la viruta (Mendieta, 2012). Esta capa representa entre el 13 a 100% de la altura de un vermifiltro (Mendieta, 2012; Xing et al., 2012; Velasco, 2015).

La importancia del tipo de material de la capa activa, es la de proporcionar un hábitat adecuado de oxigenación, humedad y temperatura para el perfecto desenvolvimiento de la actividad biológica de las lombrices. Por lo tanto, el material debe tener una capacidad de retención de humedad entre 50 al 90%, potencial redox no menor a 250 mv, porosidad de 30 a 35 %, densidad de 0,5 a 0,7 g/mL y temperaturas entre 10 a 32 °C (Cardoso et al., 2011; Zhao et al., 2012).

Además, de acuerdo a su biología de la lombriz y su aparato digestivo se producen enzimas como la proteasa, lipasa, amilasa, celulasa y quitinasa, las cuales permiten degradar material orgánico, proteínas, lípidos e incluso celulosa (Sinha et al., 2002), por esta razón la capa activa también provee de alimento a las lombrices cuando la materia orgánica de las aguas residuales sea escasa, esto sugiere que el material apropiado debe ser de origen orgánico (Miranda, 2005; Ruz & Vukasovic Ltda, 2006; Velasco, 2015).

En esta capa, se produce la eliminación de materia orgánica por digestión y acción enzimática de los anélidos, bacterias, especialmente actinomicetos (bacterias filamentosas degradadores de desechos de origen orgánico). Las bacterias



(aerobias) proliferan como consecuencia de la oxigenación que proporcionan los túneles y galerías generados por los movimientos de traslación de las lombrices; mientras, los actinomicetos aumentan debido al aporte de los mismos desde el tracto digestivo de las lombrices (Sinha et al., 2008; Cardoso et al., 2011).

Los nutrientes (nitrógeno y fósforo) son eliminados por asimilación de las lombrices gracias a que en su interior existen procesos de desnitrificación que evacúan agregados cubiertos de un moco compuesto por nitratos y fosfatos y por nitrificación aportada por las nitrobacterias del sustrato que oxidan los nitritos a nitratos por los flujos de oxígeno en esta capa (Sinha et al., 2002; Sinha et al., 2008; Cardoso et al., 2011; Velasco, 2015).

La segunda capa denominada la “capa media”, tienen una composición muy variada con distintos tipos de materiales, y su función es mejorar el rendimiento del sistema (Li et al., 2009; Cardoso et al., 2011; Zhao et al., 2012; Kumar et al., 2015). En esta fracción del vermifiltro, se ha usado material orgánico (Li et al., 2009) e inorgánico (Velasco, 2015; Vizcaíno y Fuentes, 2016), cuyos diámetros de partícula varían entre 1 a 40 mm (Zhao et al., 2012; Kumar et al., 2015). Sin embargo, el material frecuentemente usado es la arena ( $\phi = 1 - 4$  mm) (Arora et al., 2014a; Arora et al., 2014b; Lakshmi et al., 2014; Kumar et al., 2015). En porcentaje de la altura, esta capa representa entre el 18 % al 60 % de la altura total del vermifiltro (Arora et al., 2014a; Kumar et al., 2014), aunque el porcentaje de altura más usado es del 25% (Sinha et al., 2008; Lakshmi et al., 2014; Velasco, 2015).

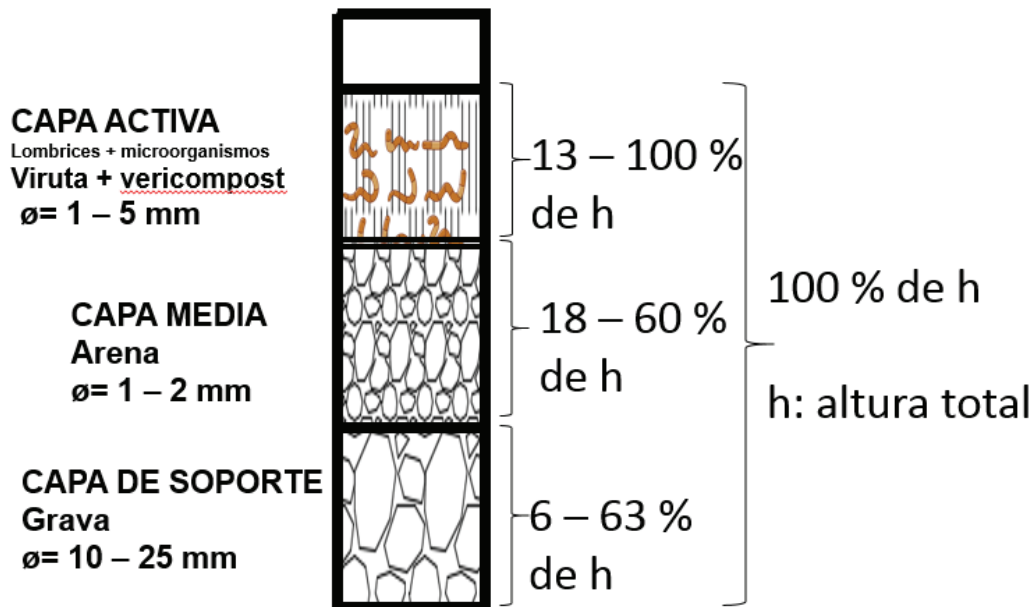
Según Sinha et al., (2008) y Kumar et al., (2015) los materiales más eficientes, son los que permiten la acumulación de biomasa con baja porosidad (35% - 60%) y alta área específica de alrededor de  $800 \text{ cm}^2/\text{g}$ . Estas condiciones, son favorecidas por acción de las lombrices que trituran las partículas de esta capa aumentando su área específica y con esto su capacidad de adsorción (Sinha et al., 2007).

Las principales funciones de esta capa, son el soporte de procesos microbiológicos y medio de tratamiento físico (adsorción) del sistema, encargados en la transformación de nitrógeno ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), materia orgánica e inorgánica (sólidos disueltos y suspendidos) (Sinha et al., 2008; Kumar et al., 2015).

La tercera capa denominada “capa de soporte”, es la menos estudiada y está compuesta por grava de distintas granulometrías que varía entre 6 a 75 mm (Sinha et al., 2008; Arora et al., 2014b). Esta capa representa entre el 6 al 63 % de la altura total del vermifiltro (Zhao et al., 2012; Velasco, 2015). Algunos vermifiltros utilizan 2 subcapas, la superficial con un diámetro de partícula de entre 6 a 50 mm (Manyuchi et al., 2013; Arora et al., 2014b) y la profunda de entre 10 a 75 mm (Sinha et al., 2008; Kumar et al., 2015). Los materiales de esta capa deben procurar no ser tóxicos para los microorganismos, permitiendo su colonización, resistir a la degradación biológica y soportar el peso de las capas superiores (Castillo y Adolfo, 2016).

Su principal funciones es ser soporte de todas las capas del vermifiltro y drenaje del agua; además, contribuye junto a la capa media, en la eliminación de la turbiedad por efecto de procesos de adsorción y suspensión de partículas (Laws, 2003; Manyuchi et al., 2013). Adicionalmente, en esta capa se asienta una biolepicula característica de los filtros biológicos (bacterias aerobias, anaerobias y facultativas, algas y hongos) (Reyes-Lara y Reyes-Mazzoco, 2009). La Figura 2-3 resume las características de las capas de un vermifiltro.

**FIGURA 2-3: CAPAS INTERNAS DE UN VERMIFILTROS**



**Fuente:** Velasco (2015); Zhao et al., (2012); Sinha et al., (2008); Arora et al., (2014 a y 2014b); Kumar et al., (2014 y 2015); Mendieta (2012); Xing et al., (2012)

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

Algunos estudios, no utilizan capa media ni de soporte, solamente tienen la capa activa. Mendieta (2012) utiliza vermifiltros de alturas de 15 cm para tratar aguas residuales provenientes de una camaronera en base a viruta ( $\varnothing$  = desconocido) como material de soporte. Xing et al., (2012), que trata lodos residuales en disolución utilizada vermifiltros de 100 cm en base a granos cerámicos ( $\varnothing$  = 10 – 20 mm) y Taylor et al., (2003) que trata aguas residuales domésticas en una capa de vermicomposta ( $\varnothing$  = desconocido) de 50 cm de altura. En general, las alturas más utilizadas son del orden de 80 cm con un rango entre 25 a 100 cm.

A continuación, se describe en la Tabla 2.2 la configuración y características del medio filtrante de sistemas de vermifiltración.

TABLA 2-2: MATERIALES, TAMAÑOS, ALTURAS Y DIMENSIONES DEL VERMIFILTRO

Tipo de agua residual	Composición			Dimensiones		Referencia
	Capas	Material	Tamaño (D=mm)	Altura capas (m)	Area (m <sup>2</sup> )	
ARA	activa	aserrín+paja+hojarasca; viruta		0,6 - 0,7		
	media				12,5 - 2250	0,8 - 1,0
	soporte	bolones de grava; piso flotante		0,2 - 0,3		13, 15
ARI	activa	Aserrín, tierra,		0,1 - 0,7		
	media	Arena, arena+grava, grava	2,0 - 12,0	0,02 - 0,2	0,03 - 850	0,4 - 1,0
	soporte	Grava fina y gruesa	35,0 - 75,0	0,1 - 0,5		3,11,17,20

TABLA 2-2: CONTINUACIÓN

Tipo de agua residual	Composición			Dimensiones		Referencia	
	Capas	Material	Tamaño (D=mm)	Altura capas (m)	Área (m <sup>2</sup> )		Altura total (m)
activa		tierra+aserrín+estiercol vaca; aserrín+paja+césped;					
		tierra; Aserrín/viruta; fibra de coco; vermicomposta; aserrín; bagazo de caña	5,0 - 10,0	0,1 - 1,0			
ARD		Arena+agregados; paja+aserrín grueso;					6,7,8,9,10,14,18,19,21,22,23
	media	arena+grava fina; grava fina; arena; Tezontle rojo; grava fina Grava fina y gruesa;	2,0 - 25,0	0,1 - 0,5	0,03 - 10,0	0,4 - 1,1	
soporte		cuarzo fino y grueso; bolones;	6,3 - 80,0	0,1 - 0,5			
		grava gruesa					

TABLA 2-2: CONTINUACIÓN

Tipo de agua residual	Composición			Dimensiones		Referencia
	Capas	Material	Tamaño (D=mm)	Altura capas (m)	Área (m <sup>2</sup> )	
ARS	activa	grava+vermíco mposita; vermicomposta; aserrín	0,6 - 0,8	0,05 - 0,4		
	media	Material de ri+arena; varios	1,0 - 40,0	0,1 - 0,2	0,05 - 0,3	0,25 - 0,65
	soporte	Grava gruesa; grava fina y gruesa	0,2 - 0,3	0,2 - 0,3		
LODOS	activa	Ceramsite	10,0 - 20,0			
	media			1	0,03	1
	soporte					16

Fuente: Taylor et al (2003)-22; Miranda (2005)-9; Hernandez (2005)-20; Ruz & Vukasovic Ltda. (2006)-15; Sinha et al (2007)-10; (2008)-11; Li et al (2008)-13; Li et al (2009)-7; Sartori (2010)-23; Cardoso et al (2011)-18; Mendieta (2012)-17; Xing et al (2012)-16; Zhao et al (2012)-12; Cardoso et al (2013)-19; Krishnasamy et al (2013)-3; Manyuchi et al (2013)-8; Arora et al (2014a)-1; (2014b)-2; Kumar et al (2014)-4; Lakshmi et al (2014)-6; Kumar et al (2015)-5; Velasco (2015)-14; Vizcaino y Fuentes (2016)-21

Elaborado por: Carlos Chicaiza

#### 2.4.1. LOMBRICES Y MICROORGANISMOS ASOCIADOS

La especie más utilizada en sistemas de vermifiltración es *Eisenia fétida*, de la familia *Lombricidae*, filo anélido (Aguilera, 2004; Mendoza, 2008; Sartori, 2010). Esta especie se caracteriza por tener un cuerpo segmentado, cilíndrico, alargado, de un color rojo característico y blanquecino en su parte ventral, con simetría bilateral, además, es una especie fotosensible, con respiración dérmica y hermafrodita dependiente (no puede autofecundarse) (Bravo, 1996; Aguilera, 2004; Miranda, 2005; Mendoza Gómez, 2008).

Debido a su rango de alimentación se lo clasifica como una especie eurífoga es decir de amplio rango alimentación (Miranda, 2005) y por la profundidad en la que habita se clasifica como epigea que habita en las capas superficiales del suelo (Domínguez y Gómez, 2010) entre los 0 – 30 cm de profundidad (Li et al., 2009).

En general, tienen una esperanza de vida de 4,5 a 5 años (Domínguez y Gómez, 2010) y una longevidad posible de 14 años (Miranda, 2015). Cuando llegan a su etapa de madurez sexual entre los 3 y 5 meses, las lombrices presentan el clitelio que secreta sustancias para alojar los huevos fecundados del individuo. Los huevos o cocones son depositados 48 horas después de la cópula y al cabo de 21 días de cada cocón salen en promedio 2 a 4 lombrices pálidas que se vuelven rojas conforme pasa el tiempo. Finalmente, las lombrices llegan a su etapa adulta a los 90 días de nacidas (Bravo, 1996; Aguilera, 2004; Miranda, 2005; Mendoza, 2008; Domínguez y Gómez, 2010).

Esta especie es capaz de consumir su propio peso en alimento diariamente, del cual 60% se convierte en humus y el 40% es usado para realizar sus funciones vitales (Motter et al., 1987; Bravo, 1996; Aguilera, 2004; Hernández, 2005; Miranda, 2005). La densidad poblacional tiene efectos individuales negativos, su metabolismo y crecimiento se reduzcan por la competencia por alimento, su actividad reproductiva se reduce por la pérdida del clitelio, por otro lado genera efectos positivos en la rapidez y cantidad de alimento que pueden consumir, debido

a que con mayor cantidad de lombrices mayor será el consumo de alimento (Aguilera, 2004; Hernández, 2005).

La capacidad para sobrevivir con densidades poblacionales entre 922 - 50000 lombrices/m<sup>2</sup> (Cardoso et al., 2013; Vizcaíno y Fuentes, 2016) y su capacidad de autorregularse por el alimento, hacen de esta especie la más apta para esta tecnología (Aguilera, 2004; Miranda, 2005; Hernández, 2005; Cardoso et al., 2013; Vizcaíno y Fuentes, 2016).

La lombriz roja californiana (*Eisenia fétida*) tiene amplios rangos de tolerancia a diferentes aspectos ambientales, tales como: la temperatura (10°C – 32°C), humedad (40% - 90%) y pH (5,0 – 9,0) (Arora et al., 2014b; Hernández, 2005; Miranda, 2005; Hughes et al., 2007; Zhao et al., 2012). Si la temperatura baja de 15 °C o sube por encima de los 42 °C, las lombrices detienen su crecimiento y metabolismo. Además, la producción reproductiva se ve afectada, debido a que los cocones o huevos de lombriz no eclosionan hasta que el ambiente proporcione condiciones idóneas para su crecimiento (Miranda, 2005). En el caso de la humedad, si esta sale de los rangos anteriormente mencionados, puede causar la muerte por falta de oxígeno con excesos de humedad superiores a 90% o su escape por falta de humedad (<40%) (Motter et al., 1987; Miranda, 2005). No obstante, se ha observado que algunos individuos logran sobrevivir periodos de 6 meses, totalmente sumergidos por la diapausa (capacidad fisiológica de inactividad metabólica) (Domínguez y Gómez, 2010).

El sustrato también brinda condiciones idóneas para el crecimiento de los anélidos, gracias a su capacidad de retención de humedad. Al respecto, tanto vermifiltros tratando residuos líquidos porcinos y bovinos han demostrado mayor resiliencia, con tasas de mortalidad del 100 al 7%, condición que disminuyen respecto al incremento de humedad del medio (Gunadi et al., 2003).

Las lombrices tienen amplios rangos de tolerancia de pH, los cuales están entre 5,0 y 9,0. La sobrevivencia de lombrices jóvenes y pequeñas, así como su reproducción, no es afectada en los rangos de pH entre 6,5 y 8,5, fuera de estos rangos las lombrices adultas sobreviven debido a la acción buffer desarrollada por



su metabolismo (Hughes et al., 2007), esto es posible gracias a que su estómago es capaz de segregar carbonato de calcio para neutralizar el pH ácido del alimento ingerido (Miranda, 2005) y la eliminación de CO<sub>2</sub> por respiración de las lombrices al contacto con el agua residual disminuye el pH (Arora y Kazmi, 2015).

La importancia de las lombrices radica en la capacidad de excavar túneles o galerías que permiten la aireación, permeabilidad, la reducción del tamaño de partícula y porosidad de la capa activa (Miranda, 2005; Sinha et al., 2008; Zhao et al., 2010). Esta condición genera microambientes favorables para microorganismos aerobios como las bacterias del género *Fluviicola* (gram negativas) estrictamente aerobias que de acuerdo a Liu et al. (2012), son visibles en los biofiltros con lombrices y están ausentes en los biofiltros sin lombrices. Los desechos de las lombrices son hábitat propicio, para la proliferación de bacterias del género *Flavobacterium sp.*, *Myroides sp.*, *Aeromonas hydrophila sp.* y *gamma-proteobacteria* (Liu et al., 2012; Liu et al., 2013). De manera similar, en los vermifiltros una vez maduros empiezan a poblarse por otros microorganismos como: protozoos, hongos y algas que encuentran en las excretas de las lombrices fuentes de carbono digeridas y más fáciles de asimilar (Sinha et al., 2002; Zhao et al., 2010; Liu et al., 2012).

Las bacterias asociadas a los procesos de depuración pueden ser clasificadas según la fuente de carbono que utilicen, en heterótrofas (carbono orgánico) y autótrofas (carbono inorgánico) y según la fuente de energía que utilicen son anaerobias (fuente de energía el oxígeno molecular) y aerobias (fuente de energía el oxígeno libre) (Molina, 2016).

En los vermifiltros las bacterias autótrofas aerobias son las que conducen los procesos de nitrificación (Arora y Kazmi, 2015; Arora et al., 2016; Lourenço y Nunes, 2017a; Lourenço y Nunes, 2017b). De acuerdo a Liu et al., (2013), la familia de *proteobacterias* (bacterias patógenas) son las más abundantes en vermifiltros con aproximadamente 41,9 a 46,5% y otras bacterias como *gemmatimonadetes*, *verrucomicrobia*, *firmicutes*, *actinobacterias* y *chloroflexi* que forman parte del 10 al 25 % de la frecuencia de detección, la familia de las *bacteroidetes* también se pueden

encontrar en valores menores al 20% y finalmente las menos frecuentes como la familia de las *acidobacterias* (estrictamente anaerobias fermentadoras de compuestos aromáticos y acetatos) y *planctomycetes* con 16,5 % (Zhao et al., 2010; Liu et al., 2013).

En vermifiltros existe aproximadamente 2 veces más diversidad de bacterias comparado con los biofiltros sin lombrices (Zhao et al., 2010; Arora et al., 2014b), no obstante, la diversidad y cantidad de población biológica en ambos sistemas va disminuyendo en profundidad (Zhao et al., 2010). La presencia de bacterias permite que en vermifiltros se lleven a cabo en forma simbiótica procesos de mineralización de carbono, nitrógeno y fósforo orgánico (Arora et al., 2016; Lourenço y Nunes, 2017b).

Los procesos de nitrificación son afectados por la tasa de aireación, aumentando especies químicas como el  $\text{N-NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ -N mientras disminuyen las especies químicas como el  $\text{N-NH}_4^+$  cuando aumenta la aireación (Wu et al., 2014), según Lourenço y Nunes (2017b) la presencia de lombrices en los vermifiltros mejoran la oxigenación creando ambientes para la proliferación de nitrosomonas que oxidan el  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_2^-$  y nitrobacter que oxidarán el  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$  supliendo así sus necesidades propias de energía, la mineralización del fósforo se realiza en el aparato digestivo de las lombrices que transforman al fósforo insoluble en soluble ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) para que sea aprovechado por los microorganismos que lo asimilan e incorporar a su estructura celular (Suárez y Jácome, 2007; Hait y Tare, 2011), esta mineralización del fósforo aumentando la cantidad de bacterias solubilizantes de fosfatos (PSB) que se alimentan de los fosfatos excretados por las lombrices (Bhattacharya y Chattopadhyay, 2002) o los fosfatos presentes en las aguas residuales (Suárez y Jácome, 2007) además los estudios de (Kumar et al., 2014; Kumar et al., 2015; Arora et al., 2016) describen un aumento de fósforo total en el efluente de los vermifiltros debido a la presencia de nitrógeno (1,16%), fósforo (1,22%) y potasio (1%) en las excretas de las lombrices, dando un valor agronómico al efluente. No obstante, en vermifiltros también existe incremento de la actividad enzimática deshidrogenasa, proteasa, amilasa y celulasa en 1,3 veces más que en biofiltros sin lombrices (Liu et al., 2012; Arora et al., 2014b), este aumento en la

actividad enzimática está relacionado con la actividad de las lombrices actividades como la formación de galerías, la excreción de mucosa por los poros de las lombrices, la reducción del tamaño de las partículas del sustrato por trituración y la capacidad de convertir sustancias insolubles en solubles por la digestión de las lombrices, aumentando de esta manera la rapidez de degradación (Wang et al., 2011; Liu et al., 2012; Li et al., 2013; Zhao et al., 2014).

Otra de las propiedades de los sistemas de vermifiltración eliminación de patógenos debido a que las lombrices son capaces de devorar patógenos, promover el desarrollo de hongos (*P. chrysogenum*, *P. notatum* y *F. oxysporum*) y Actinomycetos (*Streptomyces*, *Actinomycetes* y *Micromonospora*) que generan actividad antibacterial para los patógenos como *E.coli.* y *S. aureus* además las bacterias como *bacillus sp.*, *Alcaligenes*, *E. coli*, *Enterobacter* y *Klebsiella* inhiben entre si el crecimiento de otros patógenos (Arora et al., 2014a; 2014b).

**TABLA 2-3: CARACTERÍSTICAS DE LA POBLACIÓN BIOLÓGICA DE VERMIFILTROS.**

Población de lombrices						
Especie	Densidad (lombrices/m <sup>2</sup> )	Aclimatación (días)	Tipo de residuo	Tiempo funcionamiento (días)	Referencia	
<i>Eisenia andrei</i>	1500 - 20000		ARA (porcino)	730 <	13,15	
<i>Eisenia fétida</i> , <i>eisenia andrei</i> , <i>Eudrilus euginae</i> y <i>Perionyx excavatus</i>	922 - 50000	7 - 32	ARD	6 - 365	6,7,8,9,10,14,18,19,21,22,23	
<i>eisenia fétida</i> , <i>eisenia andrei</i> y mezcla autóctona	2204 - 8400	10	ARI	38 <	3,11,17,20	
<i>eisenia fétida</i> , <i>eisenia andrei</i>	2500 - 6500	7 - 28	ARS	70 - 180	1,2,4,5,12	
<i>eisenia fétida</i>	3142		lodos	360	16	

ARA: agua residual agraria; ARD: agua residual doméstica; ARI: agua residual industrial; ARS: agua residual sintética.  
Fuente: Taylor et al (2003)-22; Hernandez (2005)-9; Miranda (2005)-9; Ruz & Vukasovic Ltda. (2006)-15; Sinha et al (2007)-10; Li et al (2008)-13; Sinha et al (2008)-11; Li et al (2009)-7; Sartori (2010)-23; Cardoso et al (2011)-18; Mendieta (2012)-17; Xing et al (2012)-16;; Zhao et al (2012)-12; Cardoso et al (2013)-19; Manyuchi et al (2013)-8; Krishnasamy et al (2013)-3; Arora et al (2014a)-1; (2014b)-2; Kumar et al (2014)-4; Lakshmi et al (2014)-6; Kumar et al (2015)-5; Velasco (2015)-14; Vizcaino y Fuentes (2016)-21  
**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

## 2.4.2. CARACTERÍSTICAS OPERACIONALES

### 2.4.2.1. La carga hidráulica o tasa hidráulica (TH)

Este parámetro es la relación del volumen de agua residual que se va a tratar en el área superficial del filtro en una unidad de tiempo, el cual se expresa en las ecuaciones 2.1 o 2.2 (Sinha et al., 2008; Krishnasamy et al., 2013; Lakshmi et al., 2014; Velasco, 2015).

La función de la carga hidráulica en vermifiltros es la de controlar la humedad y oxigenación de los filtros, condición que favorece la supervivencia de las lombrices y otros microorganismos asociados (Sinha et al., 2007). Este parámetro influyen en la biomasa de las lombrices, eliminación de materia orgánica y nutrientes (N y P) (Cardoso et al., 2011). Si la carga hidráulica sobrepasa los  $3,0 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  el peso de las lombrices, su densidad y actividad son las menos óptimas con relación a cargas hidráulicas menores a este valor (Kumar et al., 2014), además pasado la carga hidráulica de  $3,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  las lombrices empiezan a escaparse del sistema (Li et al., 2009). Con cargas hidráulicas mayores a  $6,7 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  la actividad respiratoria en los sistemas de vermifiltración decrecen a 1/3 de la inicial (Cardoso et al., 2011), mientras que las cargas hidráulicas entre  $1,5$  a  $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  incrementan el oxígeno disuelto en el efluente entre 3 a 5 veces con respecto al influente (Li et al., 2009).

La actividad enzimática de la proteasa, celulasa y alcalín fosfatasa (ALP) encargadas de la degradación de la materia orgánica decrece con el aumento de la carga hidráulica (Cardoso et al., 2011). la carga hidráulica de  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  ha demostrado ser la más eficiente en eliminación de materia orgánica (94% en DQO y 96% en  $\text{DBO}_5$ ) debido al aumento de la actividad simbiótica entre lombrices y microorganismos aerobios que aceleran la degradación y la que reporta una mayor cantidad de nitratos ( $45 \text{ mg/L NO}_3^--\text{N}$ ) en su efluente, consecuencia de la actividad microbiana en presencia de las lombrices, pero esta carga hidráulica incrementan los fosfatos en un 400% por la mineralización rápida atribuida a la acción enzimática y microbiana de las lombrices (Kumar et al., 2014).

$$TH = \frac{V_{AR}}{A \cdot t} \quad (2-1)$$

TH: tasa hidráulica (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d)

V<sub>AR</sub>: volumen de agua residual (m<sup>3</sup>)

A: área superficial del filtro (m<sup>2</sup>)

t: tiempo de retención (días)

$$TH = \frac{Q_{AR}}{A} \quad (2-2)$$

TH: tasa hidráulica (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d)

Q<sub>AR</sub>: caudal del agua residual (m<sup>3</sup>/día)

A: área superficial del filtro (m<sup>2</sup>)

#### 2.4.2.2. Tiempo de retención hidráulico (TRH)

Esta característica representa la movilidad del agua a través de las distintas capas que conforman el filtro, se lo puede calcular con la expresión de la ecuación 2.3 (Sinha et al., 2008; Krishnasamy et al., 2013), este factor interviene en la eliminación de materia orgánica, nutrientes, sólidos y turbidez atrapando estos materiales complejos o simples en el lecho filtrante, dando como una resultado que a mayor tiempo de retención se tiene mayor eficiencia (Cardoso et al., 2011).

En vermifiltros, este parámetro operacional varía considerablemente entre rangos de 0,17 (Ruz & Vukasovic Ltda, 2006) a 1 día (Mendieta, 2012).

$$TRH = \frac{\rho \cdot V}{Q_{AR}} \quad (2-3)$$

DONDE:

TRH: tiempo de retención hidráulica (días)

ρ: porosidad de todo el medio (adimensional)

V: volumen del medio contando todas las capas (m<sup>3</sup>)

Q<sub>AR</sub>: caudal del agua residual a través del filtro (m<sup>3</sup>/d)

### 2.4.2.3. La carga orgánica (COS) y carga de nutrientes.

Este parámetro es la cantidad de alimento en gramos o kilogramos obtenidos del agua residual en una área transversal del filtro en una unidad de tiempo (Cardoso et al., 2011).

La importancia de este parámetro se relaciona directamente con la alimentación de las lombrices y los microorganismos asociados a estas (Cardoso et al., 2011; Velasco, 2015). Las lombrices son capaces de soportar un amplio rango de cargas orgánicas provenientes de aguas residuales domésticas o sintéticas que simulan las mismas características, respecto a DQO (11,7 a 294,0 gr de DQO/m<sup>2</sup>d) (Sinha et al., 2008; Liu et al., 2013) y DBO<sub>5</sub> (34,1 a 817,5 gr de DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d) (Cardoso et al., 2013; Kumar et al., 2014) y una carga de nutrientes de 8,7 a 122,3 g de N/m<sup>2</sup>d (Sinha et al., 2008; Kumar et al., 2014) y de 2,5 a 10,8 g de P/m<sup>2</sup>d (Sartori, 2010; Zhao et al., 2012).

Cambios operacionales relacionados con este parámetro, no amenaza para con la supervivencia de las lombrices, debido a que sus tasas metabólicas favorecen que consuman a diario una cantidad de alimento equivalente a su peso (Motter et al., 1987; Bravo, 1996; Miranda, 2005). Este parámetro puede determinarse de acuerdo a la expresión matemática descrita en la ecuación 2.4.

$$COS=Ci*TH \quad (2-4)$$

DONDE:

COS: carga orgánica superficial (g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d o g DQO/m<sup>2</sup>d)

Ci: concentración materia orgánica (g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup> o g DQO/m<sup>3</sup>)

TH: tasa hidráulica (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d)

Los nutrientes en la vermifiltración son minimizados como parte de la digestión de las lombrices y los microorganismos asociados (Sinha et al., 2008). Sin embargo, en concentraciones no admisibles para estos puede ser tóxico (Hughes et al.,

2008), esta condición es la que regula la carga orgánica superficial. Lombrices de la especie *Esenia fétida* en el vermicompostaje tienen sensibilidad a concentraciones amoniacales mayores a 0,5 g/kg de desechos, esta sensibilidad está dada por la disminución en su número de lombrices, su crecimiento y su número de individuos con clitelio ya que estos parámetros se redujeron (Edwards, 1988). Sin embargo, se ha observado que en la vermifiltración el LC<sub>50</sub> (Concentración Letal del 50% de la población, por sus siglas en inglés) puede alcanzar valores de 1,49 g/kg y una tolerancia de supervivencia mayor al 80% con valores de 1,2 g/kg, esto sin afectar en forma importante al proceso porque todavía existen lombrices dentro del vermifiltro (Hughes et al., 2008).

### 2.4.3. CARACTERÍSTICAS DE RENDIMIENTO

El rendimiento de los sistemas de vermifiltración ha demostrado ser robusto en la eliminación de contaminantes, siendo igual o superior en eficiencia a los tratamientos convencionales como lodos activados y lagunas aireadas (Li et al., 2009; Krishnasamy et al., 2013; Velasco, 2015). En sistemas de vermifiltración destinados al tratamiento de aguas residuales domésticas, se ha logrado eliminaciones superiores al 78% en DBO<sub>5</sub> (Liu et al., 2013), 45 % en DQO (Sinha et al, 2008), 12 % en nitrógeno (Lourenço y Nunes, 2017a) y 24% en fósforo (Li et al., 2009) dando al menos un 10 % más eficiente en la eliminación de fósforo y nitrógeno respecto a lodos activados (Li et al., 2009). Al comparar su rendimiento respecto a sistemas aplicables a zonas rurales como pozos sépticos y tanques imhoff, se ha visto que estos duplican las eficiencias de eliminación de DBO<sub>5</sub> (Miranda, 2005). Mientras, que con tratamientos no convencionales como los humedales construidos presentan ciertas ventajas debido a que para obtener eficiencias de 80% en vermifiltros, se necesita como mínimo un tiempo de retención de 0,2 horas; mientras que los tiempos de retención de los humedales construidos son de aproximadamente de 5 días (Sartori, 2010; Wu et al., 2015), otra consideración importante sobre los humedales es que estos suelen presentar *clogging* en su funcionamiento y que al incluir una densidad poblacional de



aproximadamente 1000 lombrices/m<sup>2</sup> se reducen el *clogging* en 10 días debido a su acción biológica (Liu et al., 2013).

El rendimiento de una tecnología de tratamiento, es relevante cuando desde el punto de vista normativo ecuatoriana se busca no superar los límites máximos permisibles de descarga a cuerpos de agua (DQO=200 mg/L, DBO<sub>5</sub>=100 mg/L, ST=1600 mg/L, SS=130 mg/L, NTK=50 mg/L, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>=30 mg/L, PT=10 mg/L, CF=2000 NMP/100mL y pH= 6 – 9 )(MAE, 2015). Las descargas de los efluentes de los vermifiltros muestran algunos rangos de parámetros que oscilan dentro y fuera de la normativa ecuatoriana en lo que corresponde a usos o descargas.

Las descargas en vermifiltros de materia orgánica varían entre 30 a 167 mg de DQO/L (Cardoso et al., 2011; Liu et al., 2013) y entre 1,4 a 62 mg de DBO<sub>5</sub>/L (Misal y Mohite, 2017; Lourenço y Nunes, 2017b) y parámetros físicos como el pH están entre 6,5 a 7,6 (Cardoso et al., 2011; Kumar et al., 2015) sólidos totales entre 1,5 a 202 mg/L (Law, 2003; Velasco, 2015) y sólidos suspendidos entre 3,2 a 148 mg/L (Sartori, 2010; Lourenço y Nunes, 2017b), siendo útiles en usos pecuarios y de riego sin restricción alguna. Mientras que, en descargas directas a cuerpos de agua, existen algunas ocasiones en las no puede ser idónea descargarla directamente en cuerpos de agua a pesar de que la materia orgánica, el pH y los sólidos totales están por debajo de los límites máximos permisibles (DQO=200 mg/L, DBO<sub>5</sub>=100 mg/L, ST= 1600 mg/L, pH= 6 – 9) (MAE, 2015) pero los sólidos suspendidos sobrepasan el límite máximo permisible (SS=130 mg/L).

El rango de nutrientes en el efluente de un vermifiltro para las distintas formas de nitrógeno descritos en la norma ecuatoriana y el fósforo total son: NTK: 1 - 60 mg/L (Lourenço y Nunes, 2017a; Lourenço y Nunes, 2017b) ; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: 0,4 – 17 mg/L (Wang et al., 2011; Manyuchi et al, 2013); N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: <11 mg/L (Cardoso et al., 2011; Cardoso et al., 2013); NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N: 2,2 – 45 mg/L (Mendieta, 2012; Kumar et al., 2014); PT:0,2 a 11,7 mg/L (Wang et al., 2011; Lourenço y Nunes, 2017a) estos valores en algunas ocasiones sobrepasan en 10 mg/L en el NTK y en 1,7 mg/L de fósforo total (PT) a los límites máximos permisibles para descarga a cuerpos de agua (: NTK: 50 mg/L; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: 30 mg/L;; PT:10 mg/L) (MAE, 2015). Mientras que, para el uso

pecuario y agrícola los  $\text{N-NO}_2^-$  sobrepasan la norma con un amplio rango a la norma ecuatoriana ( $\text{N-NO}_2^-$ :  $<0,2$  mg/L uso pecuario y  $<0,5$  mg/L uso agrícola) (MAE, 2015), además los  $\text{NO}_3^-$ -N para el uso pecuario no tiene ninguna restricción (norma ecuatoriana  $\text{NO}_3^-$ -N: $<50$  mg/L) aunque para el uso agrícola en los casos de mayor  $\text{NO}_3^-$ -N pueden sobrepasar a la norma ecuatoriana en 15 mg/L (norma ecuatoriana  $\text{NO}_3^-$ -N: $<30$  mg/L) (MAE, 2015).

Los patógenos en el caso de los efluentes de la vermifiltración muestra un rango amplio en lo que corresponde a coliformes fecales no eliminadas de  $480 - 3,57 \times 10^5$  NMP/100ml (Kumar et al., 2015; Vizcaíno y Fuentes, 2016) mostrando de esta manera que este rango supera ampliamente a la norma ecuatoriana tanto para descarga directa a cuerpos de agua ( $2 \times 10^3$  NMP /100 ml) como a usos agrícolas y pecuarios ( $1 \times 10^3$  NMP /100 mL) (MAE, 2015). Aunque existen ciertos casos de estudio donde se excede la normativa ecuatoriana (Cardoso et al., 2011; Arora et al., 2014b; Vizcaíno y Fuentes, 2016), los efluentes de la vermifiltración son muy usados en sistemas de riego agrícolas (Krishnasamy et al., 2008) ya que sus eliminaciones en al menos el 80% de los casos se encuentran dentro de los límites máximos permisibles, esto se puede resumir en la Tabla 2.4.

**TABLA 2-4: EFLUENTES DE LA VERMIFILTRACIÓN Y NORMATIVA ECUATORIANA**

Parámetro	unidad	Efluente vermifiltro	Descarga cuerpos de agua	Uso pecuario	Uso riego RL-M	Referencias
ST	(mg/L)	1,5 – 202	1600			11, 23
SS	(mg/L)	3,2 – 148	130			3,4,5,6, 8,9,10,12,13,14,15, 20,22
SDT	(mg/L)	17,3 – 649		3000	2000	5,8,9,10,16, M
pH		6,5 – 7,6	6 – 9		6,5 – 8,4	1,3,4,5,9,10,13,16,22,25,M
NTK	(mg/L)	1 – 60	50			5,6,8,11,12,20,23,24,25, 26,M
N-NH <sup>4+</sup>	(mg/L)	0,4 – 17	30			5,9,11,13,14,15,25,M
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	(mg/L)	11		0,2	0,5	5,6,M
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	(mg/L)	2,2 – 45		50	30	5,8,9,11,M
PT	(mg/L)	0,2 – 11,7	10			6,12,14,20,23,24,25,26,M
OD	(mg/L)	1,9 – 6,2			3	3,5,9,25,M
DBO <sub>5</sub>	(mg/L)	1,4 – 62	100			1,2,3,4,5,6,8,9,10,11,12,13,14,15, 16,20,22,23,24,M
DQO	(mg/L)	30 – 167	200			1,2,3,4,5,6,8,9,10,11,12,13,14,15,1
CF	NMP/ 100 mL	480 – 3,57x10 <sup>5</sup>	2000	1000	1000	6,20,22,23,24,25,26,M 1,2,5,6,9,24,M

**Fuente:** Sinha et al (2008)-22; Sartori (2010)-20; Cardoso et al (2011)-5; Laws (2003)-11; Wang et al (2011)-25; Zhao et al (2012)-26; Cardoso et al (2013)-6; Liu et al (2013)-13; Li et al (2013)-12; Manyuchi et al (2013)-16; Arora et al (2014a)-1; (2014b)-2; Kumar et al (2014)-8; Lakshmi et al (2014)-10; Arora y Kazmi (2015)-3; Kumar et al (2015)-9; MAE (2015)-M; Velasco (2015)-23; Arora et al (2016)-4; Vizcaino y Fuentes (2016)-24; lourenco et al (2017a)-14; (2017b)-15;

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

El comportamiento de la población de microorganismos dentro los vermifiltros depende de varios parámetros, los estudios de Arora y Kazmi (2015) han demostrado que al disminuir la temperatura en el invierno a temperaturas promedio de 15,6 °C se obtiene una reducción de 100 veces con respecto a la estación del verano con temperaturas promedio de 35,4 °C, esto se debe a que el óptimo rango de crecimiento microbiano se da entre los 15 a 47 °C y que el rango óptimo de crecimiento y desarrollo de las lombrices se da entre 24 a 30 °C. Los estudios de Kumar et al. (2014) muestran que la carga hidráulica óptima para el crecimiento y desarrollo de las lombrices es la carga de 2,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d, dando como resultado una alta eliminación de materia orgánica de 94% en DQO y 96% en DBO<sub>5</sub> y una disminución de nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) de un afluente de 20 mg/L a un efluente con 2,7 mg/L de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y 45 mg/L de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

En rangos superiores a 3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d las lombrices empiezan a escaparse del vermifiltro, debido a que la humedad comienza a interferir en su crecimiento de las lombrices y el rendimiento del vermifiltro (Li et al., 2009; Kumar et al., 2014) y reducen la producción de nitratos lo que se obtiene de procesos de nitrificación de la nitrobacter (Kumar et al., 2014), sin embargo con cargas hidráulicas de 4,2 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d se puede observar el dominio de bacterias de la familia *proteobacterias*, especialmente *gama proteobacterias* seguidas por *acidobacterias*, *bacteroides* y *planctomycetes* que usan amplias fuentes de carbono y nitrógeno para su subsistencia con menores eficiencias de eliminación de materia orgánica (68% en DQO y 78% en DBO<sub>5</sub>) (Liu et al., 2013).

A pesar de que las lombrices tienen un gran potencial anti-*clogging* debido al consumo de materia orgánica, este puede presentarse debido a que las excretas de las lombrices pueden taponar los poros del vermifiltro sumado al incremento de mucosidad por los poros de la lombriz, el cual estimula al crecimiento de microorganismos que generan vermicomposta que también aporta a reducir la permeabilidad de las capas del vermifiltro (Baumgartner, 2013; Lourenço y Nunes, 2017b), este taponamiento genera ambientes anaerobios en los vermifiltros que obligan a la lombriz a abandonarlo o la matan (Baumgartner, 2013).

Estudios relacionados a la vermifiltración, han encontrado relación directa entre la tasa hidráulica y la eliminación de materia orgánica, nutrientes (N y P) (Kumar *et al.*, 2014) y patógenos (Arango, 2003; Arora *et al.*, 2014a, Arora *et al.*, 2014b), pero también tiene influencia en la diversidad bacteriana, actividad enzimática y microbiológica (Zhao *et al.*, 2010; Arora *et al.*, 2014b). Sin embargo, esto no se ha evaluado bajo distintas estrategias de operación hidráulica (caudales permanentes o intermitentes) las que podrían ofrecer microambientes más diversos y favorecer cerrar el ciclo de los nutrientes, así como evitar el taponamiento o *clogging* en estos sistemas, a largo plazo (Baumgartner *et al.*, 2013; Manyuchi *et al.*, 2013; Krishnasamy *et al.*, 2013).

Finalmente, en términos de espacio la vermifiltración ocupa menos espacio por persona (0,2 – 0,5 m<sup>2</sup>/persona) (Velasco, 2015; Miranda, 2005) en relación con otras tecnologías convencionales como lodos activados (0,7 m<sup>2</sup>/persona) o lagunas de oxidación (5 m<sup>2</sup>/persona) (Velasco, 2015) y tecnologías no convencionales como los humedales (2 – 3 m<sup>2</sup>/persona) (Vera *et al.*, 2016). Un análisis económico, a partir de un análisis comparativo entre los estudios de Guzman (2004), Barañao y Tapia (2004), Velasco (2015) y Vera *et al.* (2016) se puede observar que en poblaciones entre 300 a 10000 habitantes los vermifiltros son los más económicos con respecto a tecnologías convencionales como lodos activados, lagunas de oxidación y tratamientos no convencionales como los humedales, puesto que en la construcción se obtuvo valores que oscilan entre 35 a 65 USD/habitante para los vermifiltros (Barañao y Tapia 2004; Guzman, 2004; Velasco, 2015), entre 65 a 300 USD/habitante para lodos activados (Barañao y Tapia, 2004; Velasco, 2015; Vera *et al.*, 2016), entre 60 a 100 USD/persona para lagunas de oxidación (Barañao y Tapia, 2004; Velasco, 2015) y entre 85 a 750 USD/habitante para humedales (Vera *et al.*, 2016) y para su mantenimiento y operación los vermifiltros gastan valores entre 2,4 – 3,2 USD/persona/año (Guzman, 2004), los lodos activados entre 4 – 142 USD/persona/año, las lagunas de oxidación entre 3 – 10 USD/persona/año (Noyola *et al.*, 2012) y los humedales entre 10 – 101 USD/persona/año (Vera *et al.*, 2016), todas estas características muestran su potencial uso como un sistema no

convencional descentralizado de bajo costo y eficiente para el tratamiento de aguas residuales (Sinha et al., 2008).

## CAPÍTULO 3

### 3. METODOLOGÍA

#### 3.1. PROCEDENCIA DEL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA

El agua usada para el estudio fue de origen sintética, preparada en laboratorio para simular las características más comunes del agua residual doméstica. La composición es descrita por Almeida et al. (2017), con la finalidad, de obtener suficiente agua sintética para la operación del modelo experimental, se preparó cada 2 días un volumen de 20 L, la solución madre fue constituida por almidón (2 g), leche en polvo (4 g), gelatina (0,68 g), azúcar (3,42 g), fosfato ácido de potasio (0,89 g), bicarbonato de sodio (3 g), sulfato de amonio (1,484 g), sulfato de magnesio (0,06 g) y jabón (0,06 g), siendo estos disueltos en 500 ml de agua potable. Una vez realizada la primera dilución se aforó a un recipiente de 20 L. La determinación de cambios aceptables en la composición del agua sintética que alimentó al modelo experimental, se logró mediante el seguimiento en la primera semana de la variación de la DQO en el influente, condición que permitió establecer un coeficiente de variación menor a 0,35 y que validó la estrategia de alimentación.

#### 3.2. MODELO EXPERIMENTAL

El modelo experimental fue montado, operado y controlado en el Laboratorio de Hidráulica de la Escuela Politécnica Nacional. El modelo fue evaluado a partir de sus características físico-químicas durante 8 semanas; el *clogging* y actividad biológica se determinó en las 3 semanas sub-siguientes. No obstante, el monitoreo y control del modelo se realizó a diario durante toda la operación.

### 3.2.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL MODELO

El modelo experimental estuvo constituido por 3 columnas fabricadas de botellas PET (Tereftalato de Polietileno) de 6 cm de diámetro y 55 cm de altura. Las dimensiones descritas fueron adoptadas en función a la bibliografía referencial (Taylor et al., 2003; Zhao et al., 2012; Arora et al., 2014a; Vizcaíno y Fuentes, 2016;). Cada columna se dividió en 3 capas. La altura de cada capa representa un porcentaje de la altura referencial de 80 cm obtenida de los valores descritos en la Tabla 2-2, la capa activa representa al 12,5% de la altura referencial (10 cm), la capa media el 25% (20 cm) y la capa de soporte el 30% (25 cm). Los materiales de cada capa fueron seleccionados según recomienda la bibliografía, Miranda, (2005) y Krishnasamy et al., (2013) son los más frecuentes y de facilidad de adquisición. La capa inferior o capa de soporte fue de grava ( $\phi = 1$  a 2,5 cm) con una altura de 25 cm, la capa media fue de arena ( $\phi = 0,1$  a 0,2 cm) con una altura de 20 cm.

La capa superior o capa activa fue una mezcla en igual proporción de viruta y vermicomposta donde se inocularon las lombrices de la especie *eisenia fétida* o comúnmente conocida roja californiana. La densidad poblacional adoptada fue de 8592 lombrices/m<sup>2</sup>, correspondiente al valor promedio de los valores descritos en la Tabla 2-2. La Figura 3-5 describe las características de cada capa y sus dimensiones.

.Ejemplo de cálculo de la altura de cada capa:

$$\text{ALTURA DE LA CAPA (m)} = \frac{\text{ALTURA (\%)}}{100} * \text{ALTURA REFERENCIAL (m)} \quad (3-1)$$

Altura capa activa:

$$h \text{ (m)} = \frac{12,5}{100} * 0,8$$

$$h \text{ (m)} = 0,1 \text{ m}$$



Altura capa media:

$$h \text{ (m)} = \frac{25}{100} * 0,8$$

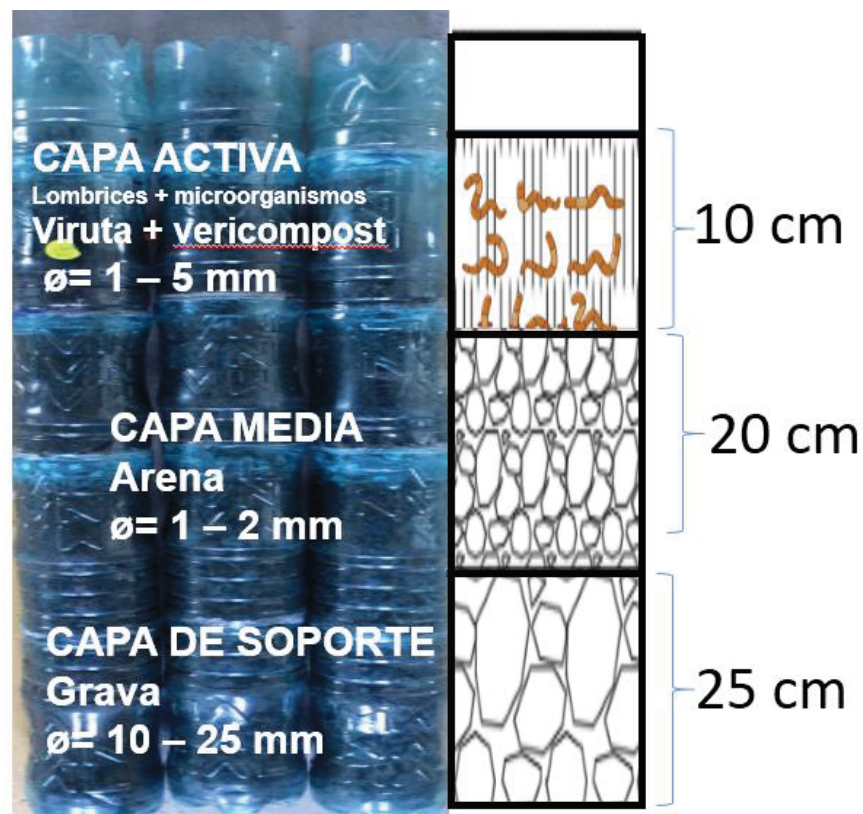
$$h \text{ (m)} = 0,2 \text{ m}$$

Altura de la capa de soporte:

$$h \text{ (m)} = \frac{30}{100} * 0,8$$

$$h \text{ (m)} = 0,25 \text{ m}$$

**FIGURA 3-1: MODELO EXPERIMENTAL**



**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

### **3.2.2. PERIODO DE ACLIMATACIÓN Y DENSIDAD POBLACIONAL**

La aclimatación de las lombrices, se lo realizó durante 13 días previo a la puesta en marcha del modelo experimental. El método propuesto por Mendieta (2012) fue adoptado para este periodo. La aclimatación fue realizada con agua residual proveniente del edificio de Relaciones con el Medio externo del CEC-EPN, esta muestra fue de tipo compuesta, recogida en intervalos de 1 min en un tiempo de 45 min en el horario de 9h30 a 10h15.

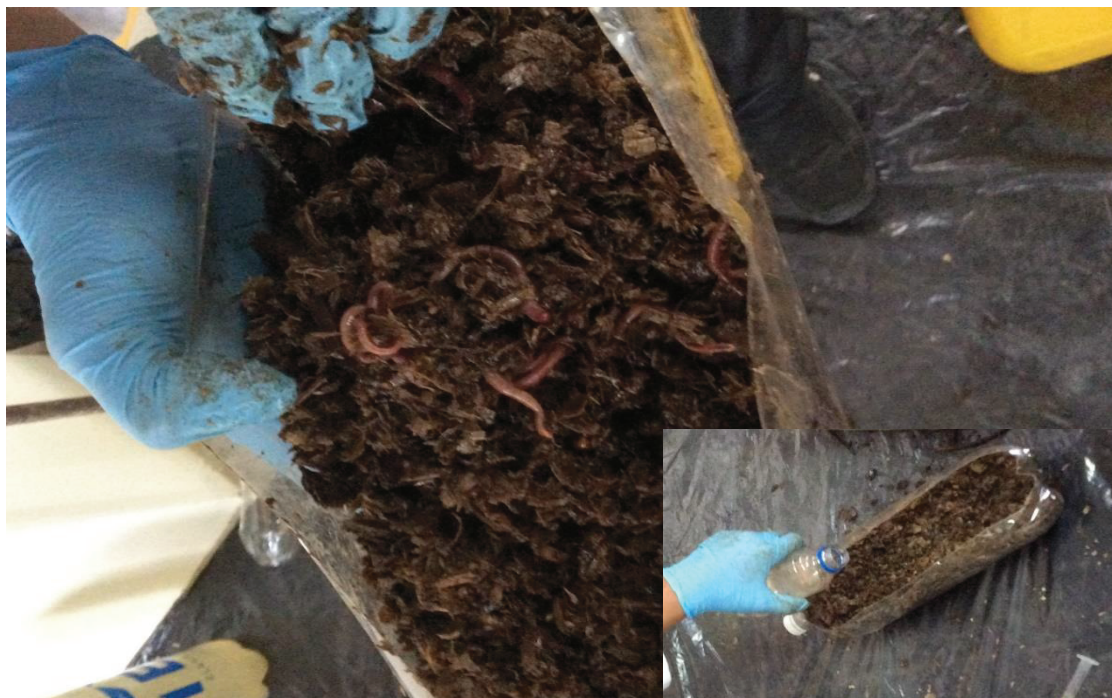
La aclimatación se realizó en 2 etapas dadas por el material de la capa activa y el agua residual. La primera comprendió un periodo de 6 días, donde los materiales de los filtros (viruta, arena y grava) sin lombrices fueron irrigados cada 2 días con agua residual y un caudal de  $5 \text{ cm}^3/\text{min}$  durante intervalos de 4 horas en el día para que la capa activa vaya adquiriendo un hábitat propicio para la vida de los anélidos como lo muestra la Figura 3-2, las lombrices fueron aclimatadas aparte en una botella PET de 3 litros, en este recipiente se dispuso una cama compuesta de vermicomposta con una altura de 5 cm y se inocularon 220 lombrices que se alimentaban con 100 mL de agua residual por una sola vez hasta terminar esta etapa como lo describe la Figura 3-3.

**FIGURA 3-2: ACLIMATACIÓN DE LA CAPA ACTIVA CON VIRUTA Y SIN LOMBRICES.**



Tomada por: Carlos Chicaiza

**FIGURA 3-3: ACLIMATACIÓN DE LAS LOMBRICES.**



Tomada por: Carlos Chicaiza

La segunda etapa comprendió un periodo de 7 días donde se inoculó 24 lombrices en cada filtro alimentándolos con 200 mL de agua residual sintética a cada columna cada 24 horas. Después de 16 horas de operación, se realizó las primeras mediciones de temperatura y humedad, como una medida adicional, las lombrices que sobraron del proceso anterior (148 individuos) se mantuvieron en el recipiente de 3 litros de la primera etapa colocándoles 100 ml de agua residual sintética por única vez en esta segunda etapa. Finalmente, se pudo observar una aclimatación de las lombrices cuando estas no intentaban escaparse por la parte superior ni inferior de las columnas de vermifiltración, este control se lo hizo diario observando el recipiente colocado en la salida de las 3 columnas y el piso del laboratorio para buscar la presencia de lombrices fuera de los filtros, los 3 primeros días se observaron un total de 7 individuos fuera de las columnas de vermifiltración los cuales fueron separados y colocados en el recipiente de 3 litros junto con las lombrices que no entraron a las columnas de vermifiltración, a partir del cuarto día no se observó ninguna lombriz fuera de las columnas, estos hechos fueron documentados en la Figura 3-4, al final de esta etapa se hizo un conteo de lombrices en cada filtro y se completó un total de 24 individuos (21 individuos sin presencia de clitelio y 3 con presencia de clitelio) con las lombrices que estaban aclimatándose en el recipiente de 3 litros.



**FIGURA 3-4: SEGUNDA ETAPA DE LA ACLIMATACIÓN.**



**Tomada por:** Carlos Chicaiza

El número de individuos que se utilizó fue 24 individuos por cada columna, escogiendo este valor como proporcional a valor promedio de la densidad poblacional de los datos bibliográficos descritos en la Tabla 2-2. El valor correspondiente a 8592 individuos/m<sup>2</sup>, se obtuvo de valores cuyo rango estuvo entre 922 a 50000 individuos/m<sup>2</sup> (Cardoso et al., 2013; Vizcaíno y Fuentes, 2016)

$$\text{DENSIDAD POBLACIONAL: } D=8592 \frac{\text{INDIVIDUOS}}{\text{m}^2} \quad (3-2)$$

diámetro del reactor: d=6cm

$$\text{NÚMERO DE INDIVIDUOS}=D*\left(\frac{\pi*d^2}{4}\right) \quad (3-2)$$

$$8592 \frac{\text{individuos}}{\text{m}^2} * \frac{\pi*0,06^2\text{m}^2}{4} = 24,28 \text{ individuos} \approx 24 \text{ individuos}$$

La operación de cada vermifiltro se controló mediante mediciones diarias de caudal, humedad, temperatura y pH con intervalos de 4 horas en el horario de 09H30; 13h30 y 17h30.

### 3.2.3. ESTRATEGIA DE OPERACIÓN

La estrategia de operación adoptada se basó en cambios en la intermitencia de la tasa hidráulica óptima. El valor de tasa hidráulica óptimo que se adoptó fue de 2,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d (Kumar et. al., 2014). Todas las columnas funcionaron en paralelo y cada columna representó una condición operativa distinta. La primera, (R1) fue operada durante 24 horas ininterrumpidas, condición extrema de operación (blanco positivo). La segunda (R2) fue alimentada durante 8 horas ininterrumpidas, condición de jornada completa de trabajo. La tercera (R3) fue operada durante 4 horas ininterrumpidas al día, referida a la mitad de operación de la condición anterior. La operación normal semanal de cada columna correspondió a los 5 días laborables. La alimentación de las 3 columnas se realizó mediante un sistema de bombeo acoplado a un regulador de voltaje y una bomba genérica de limpiaparabrisas. El transporte del agua fue mediante un sistema de distribución compuesto por un recipiente plástico con mangueras de un diámetro de 5 mm y equipo de venoclisis que permite regular el caudal de cada columna a valores de 5 cm<sup>3</sup>/min. Este sistema, requiere de un control periódico cada 2 o 4 horas para constatar y regular el caudal. Con estas características, los caudales con los que se operó cada vermifiltro fueron de 7,1, 2,4 y 1,2 L/d para R1, R2 y R3, respectivamente.

$$Q=A*v=\frac{V}{t} \quad (3-3)$$

$$V=A*v*t \quad (3-4)$$

Para el R1: t=24h

Para el R2: t=8h

Para el R3: t=4h

$$\text{Cálculo del volumen diario } R=0,03 \text{ m} ; v=2,5 \frac{\text{m}}{\text{día}} ; A= \pi*R^2 \quad (3-5)$$

$$V = \pi * R^2 * v * t \quad (3-6)$$

$$V = \pi * 0,03^2 * \frac{2,5}{24} * 24$$

$$V = 0,0071 \text{ m}^3 = 7,1 \text{ L}$$

$$V = \pi * 0,03^2 * \frac{2,5}{24} * 8$$

$$V = 0,0024 \text{ m}^3 = 2,4 \text{ L}$$

$$V = \pi * 0,03^2 * \frac{2,5}{24} * 4$$

$$V = 0,0012 \text{ m}^3 = 1,2 \text{ L}$$

Cálculo del caudal

$$Q = \frac{V}{t} \quad (3-7)$$

$$Q = \frac{7,1 * 1000}{24 * 60}$$

$$Q = 5 \text{ cm}^3/\text{min}$$

$$Q = \frac{2,4 * 1000}{8 * 60}$$

$$Q = 5 \text{ cm}^3/\text{min}$$

$$Q = \frac{1,2 * 1000}{4 * 60}$$

$$Q = 5 \text{ cm}^3/\text{min}$$

Donde

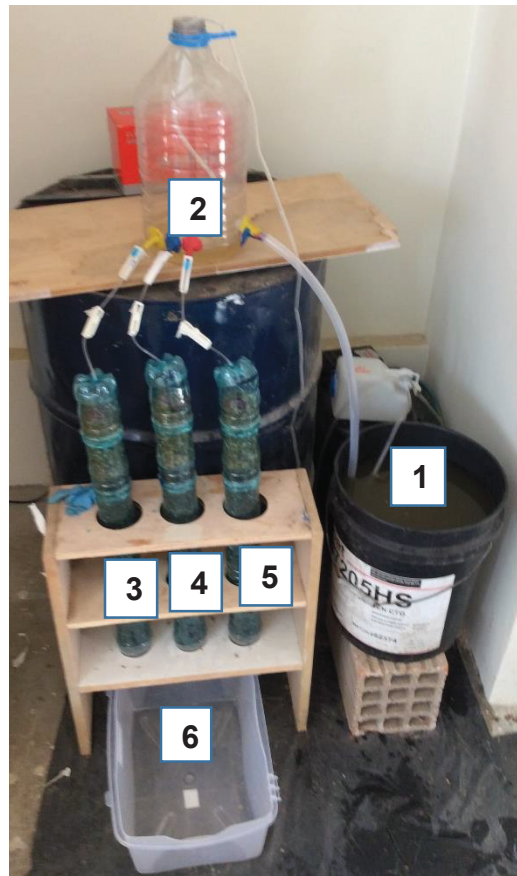
Q: caudal ( $\text{m}^3/\text{día}$  o  $\text{cm}^3/\text{min}$ )

V: volumen de agua residual ( $\text{m}^3$  o L)

t: tiempo de irrigación (h)

A: área transversal del filtro ( $\text{m}^2$ )

R: radio de la circunferencia del filtro (m)

**FIGURA 3-5 MODELO EXPERIMENTAL**

1 Alimentación 2 Influyente, 3 R1, 4 R2, 5 R3, 6 Efluente

**Tomada por:** Carlos Chicaiza

### 3.3. ANÁLISIS ANALÍTICO

#### 3.3.1. INFLUENTE Y EFLUENTE

Las características físico-químicas del agua sintética utilizada (influyente y efluente) en esta investigación fueron evaluadas en el Laboratorio de Docencia de Ingeniería Ambiental (LDIA) y el Laboratorio del Centro de Investigación y Control Ambiental (CICAM).



Los parámetros operacionales como humedad, temperatura y pH fueron medidos con un pH-metro modelo pH 600 Milwaukee y un medidor de humedad y temperatura del suelo XH300 Wireless. El tiempo de retención hidráulica se valoró semanalmente con un cronómetro estándar. Los datos de humedad, pH y temperatura se evaluaron *in situ* 3 veces al día en forma continua, a partir del inicio de la operación de las 3 columnas.

**FIGURA 3-6: MEDIDOR DE HUMEDAD Y TEMPERATURA DEL SUELO Y PH METRO**



Los parámetros de eficiencia evaluados tanto al influente como efluente en cada vermifiltro fueron: Sólidos Totales (ST), Sólidos Volátiles (SV), Color, Demanda Química de Oxígeno (DQ O), Nitrógeno Amoniacal ( $\text{NH}_3^+$ ), Nitrógeno de los Nitritos ( $\text{N-NO}_2^-$ ), Nitrógeno de los Nitratos ( $\text{NO}_3^--\text{N}$ ), Fósforo Total (PT) cuya metodología es descrita por APHA-AWWA-WPCF (2005). En la Tabla 3.2 se detalla el método y la técnica utilizada para la medición de cada parámetro. Las muestras obtenidas fueron compuestas y continuas (INEN 2 176:1998) en un horario preestablecido de 12h00 a 13h00 del último día de cada semana de funcionamiento con los protocolos establecidos de las normas INEN 2 176:1998. El análisis de color, nitritos, nitratos, amoniacado y DQO, se determinó previamente con diluciones de 1 en 5 y el fósforo diluciones de 1 en 20. Todos los análisis de ST y SV se realizaron en la novena semana de experimentación, después de haber finalizado el muestreo. La

refrigeración de las muestra se realizó en el LDIA y CICAM bajo las normas INEN 2 169:1998. Cada medición de cada parámetro fue realizada por dos ocasiones.

**TABLA 3-1: PARÁMETROS ANÁLIZADOS EN EL LABORATORIO Y MÉTODOS DE ANÁLISIS**

<b>Parámetro</b>	<b>Técnica</b>	<b>Unidades</b>	<b>Código de análisis</b>
<b>Sólidos totales (ST)</b>	Calorimetría	mg/L	2540B
<b>Sólidos volátiles totales (SVT)</b>	Calorimetría	mg/L	2540B
<b>Color Aparente</b>	Espectrofotometría	PtCo	8025
<b>Demanda química de oxígeno (DQO)</b>	Espectrofotometría	mg/L	5220
<b>Nitrógeno Amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)</b>	Espectrofotometría	mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/L	8038
<b>Nitritos (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)</b>	Espectrofotometría	mg N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /L	8507
<b>Nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</b>	Espectrofotometría	mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	8039
<b>Fósforo total (PT)</b>	Espectrofotometría	mg P/L	8190

**Fuente:** APHA-AWWA-WPCF (2005)

**Elaborado por:** Chicaiza Carlos.

Los estudios de *clogging* y actividad microbiana se realizaron una semana después de terminar los muestreos durante un periodo de 5 días con un piezómetro acoplado en cada filtro, un par de placas de acero inoxidable para cada filtro y un voltímetro manual estándar se usaron para las mediciones de potencial óxido reducción (actividad biológica), siendo registrado cada 15 minutos durante el periodo de 8 horas diarias. Las mediciones de *clogging* fueron realizadas cada 4 y 2 horas.

### 3.3.2. LOMBRICES Y BIOMASA

Finalizada la operación, se extrajo las lombrices y cocones de cada vermifiltro evaluándose el efecto de la tasa hidráulica sobre estas, evaluando medidas alométricas como: peso, número de individuos, presencia de clitelio y número de cocones existentes en cada capa. Estas medidas determinaron el crecimiento, madurez y reproducción de las lombrices dentro de cada vermifiltro.

Para el análisis de la biomasa microbiana, se recolectó 1 muestra de medio de soporte de cada capa y de cada vermifiltro, obteniéndose un total de 9 muestras. Las muestras fueron sometidas a microscopía electrónica de barrido con un equipo Aspex SEM Express en el Laboratorio de Nuevos Materiales (LANUM) de la EPN. Este análisis permitió constatar en forma visual diferencias respecto a la población microbiana presente (cantidad y forma). La cuantificación de la biomasa se basó en la determinación indirecta por Sólidos Volátiles (SV). Las muestras obtenidas para estos análisis fueron simples, tomadas a la misma profundidad en cada filtro (0 cm, 15 cm y 35 cm de profundidad). Previo a la determinación de biomasa, las muestras fueron sonicadas por 20 minutos con un equipo BRANSON 1800 en el CICAM. Adicionalmente, en forma preliminar fue determinada la actividad biológica en forma indirecta mediante el seguimiento del potencial óxido redox generado en las columnas dada por la oxidación/reducción de los contaminantes (materia orgánica y nutrientes). Para estos fines, durante 4 días se instaló un circuito constituido por 2 electrodos de acero inoxidable de 20 cm de largo por 1 cm de ancho y 1 mm de espesor recubiertos con un aislante que dejaba expuesto 2,5 cm de cada extremo y conectados a un equipo voltímetro marca DEST DT9205A con rangos de voltaje de 0,0 a 200,0 mV.

### **3.4. ANÁLISIS DE DATOS OBTENIDOS EN LA EXPERIMENTACIÓN**

#### **3.4.1. DATOS DE OPERACIÓN Y CONTROL DEL MODELO EXPERIMENTAL**

Haciendo uso del programa Excel 2010 se realizó el análisis estadístico descriptivo. Para referirnos a cada capa y columna de vermifiltración se usó la siguiente nomenclatura.

INFLUENTE: influente de los vermifiltros

R1: efluente del vermifiltro irrigado 24 horas al día

R2: efluente del vermifiltro irrigado 8 horas al día

R3: efluente del vermifiltro irrigado 4 horas al día

CA: capa activa de cualquier vermifiltro

CM: capa media de cualquier vermifiltro

CS: capa de soporte de cualquier vermifiltro

La información obtenida en bibliografía se condensó y homogenizó en tablas y gráficas que permitieron visualizar los parámetros operacionales óptimos que fueron usados como referencia en el presente estudio, como parámetros base de operación.

Los datos operacionales y de control como caudal, pH y humedad obtenidos en cada columna de vermifiltración, fueron tabulados para obtener su media y desviación estándar, permitiendo conocer con esto la dispersión de los datos y el coeficiente de varianza (CV) que valide los valores promedio de cada parámetro. Los parámetros de control fueron validados para CV inferiores a 0,35, obteniéndose valores cercanos a este criterio para caudal (0,1), pH (0,1) y humedad (0,3). El

tiempo de retención, que fue conseguido una vez por semana, fue promediado para obtener un tiempo de retención de diseño.

El *clogging* o taponamiento fue conseguido a partir de la información levantada con la ecuación 3-8 usada por Huaraca (2015), quien determinó la pérdida de carga hidráulica con diferencias de alturas de columna de agua medidas por piezómetro.

$$HF=H1- H2 \quad (3-8)$$

HF= pérdida de carga hidráulica (cm)

H1= altura inicial del piezómetro (cm)

H2= altura final del piezómetro (cm)

#### **3.4.2. DATOS DE CARACTERÍSTICAS FÍSICO- QUÍMICAS DEL INFLUENTE Y EFLUENTE**

Los datos de Demanda Química de Oxígeno (DQO), color, fósforo total (PT), nitrógeno como nitritos(N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), nitrógeno como nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrógeno como amonio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y nitrógeno amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) fueron tabulados y convertidos en gráficas de concentración con respecto al tiempo. Las gráficas se basaron en medidas estadísticas como la media y desviación estándar de cada muestra y del global de las muestras. A partir de estos datos, se obtuvo las gráficas de error y las medidas de correlación entre los datos obtenidos del influente.

El rendimiento de eliminación de cada columna de vermifiltración se calculó con la ecuación (3-9), usada en los trabajos de Zhao et al., (2012). En el presente estudio, se usó para medir el rendimiento en parámetros como la Demanda Química de Oxígeno (DQO), color, fósforo total (PT), nitrógeno como nitritos(N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), nitrógeno como nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrógeno como amonio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y nitrógeno amoniacal (NH<sub>3</sub>-N).

$$n = \frac{Co - Cf}{Co} * 100\% \quad (3-9)$$

n: rendimiento (%)

Co: concentración inicial (mg/L)

Cf: concentración final (mg/L)

Hacer ecuación y gráfica descriptiva.

Para calcular la eliminación de nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) se utilizó la ecuación (3-10) descrita y usada por Ortiz et al. (2014) para definir la concentración teórica de este compuesto nitrogenado volátil. La determinación del pKa se basó en la ecuación (3-11).

$$[NH_3][NH_4^+]^{-1} = (10^{PKA-PH}) \quad (3-10)$$

$$Pka = 0,09018 + \frac{2729,92}{T} \quad (3-11)$$

Donde:

[NH<sub>3</sub>]: concentración de amonio en mg/L.

[NH<sub>4</sub><sup>+</sup>]: concentración de nitrógeno amoniacal en mg/L

Pka: constante de logarítmica de disociación del ácido, sin unidades

pH: el valor del pH del efluente, sin unidades.

T: la temperatura del influente en °K

### 3.4.3. DATOS DE LOMBRICES Y BIOMASA

Las medidas alométricas de las lombrices como el peso, número de cocones, lombrices pequeñas, jóvenes y adultas y la relación entre peso y número de

lombrices se tabularon para cada capa y columna de vermifiltración. Este conteo se apoyó en la metodología usada por Cardoso et al., (2011), tabulándose los valores medios y el rango obtenido de cada medición.

La biomasa fue calculada indirectamente a través de SV por área específica de la partícula de cada capa en las 3 columnas de vermifiltración. Esta información se manejó gráficamente (Arora y Kazmi, 2015).

## CAPÍTULO 4

### 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 4.1. LINEAMIENTOS OPERACIONALES ÓPTIMOS DE SISTEMAS DE VERMIFILTRACIÓN

La Tabla 4-1 describe los rangos bibliográficos de los parámetros de control óptimos utilizados en sistemas de vermifiltración y que sirvieron de base para fijar los lineamientos de esta investigación. El desempeño de los vermifiltros está relacionado con las condiciones ambientales óptimas para la supervivencia de las lombrices. Algunos autores mencionan que parámetros como la temperatura, humedad y pH, aseguran la supervivencia de las lombrices y su capacidad saprófita de degradación de materia orgánica y nutrientes. *Eisenia fetida*, y *Eisenia andrei* muestran tener mejor capacidad de metabolizar materia orgánica y nutrientes y mayores rangos de resiliencia a condiciones ambientales extremas (Bravo, 1996; Domínguez y Brandón, 2010). En función de las condiciones de vida de estas especies, las condiciones de temperatura óptimas requeridas en tratamientos de vermifiltración oscilan entre 10 a 32°C. Sin embargo, hay estudios que mencionan que si el medio filtrante brinda protección y regulación de temperatura, estas lombrices pueden soportar condiciones extremas de invierno y verano (Cardoso et al., 2011; Arora y Kazmi, 2015). La temperatura influye tanto en la actividad microbiana como en el metabolismo de las lombrices, condición que puede afectar en un 10 % la actividad enzimática del sistema (Arora y Kazmi, 2015). La humedad es otro factor clave para el establecimiento de las lombrices, encontrándose que bajo condiciones extremas esta fluctúa entre 40 a 90%, siendo el rango óptimo entre 60 a 90%. Finalmente, el pH óptimo para este sistema de tratamiento ha sido reportado en bibliografía en rangos entre 5 a 9, fuera de estos rangos las lombrices mueren (Hernández, 2005; Miranda, 2005; Hughes et al., 2007; Zhao et al., 2012; Baumgartner, 2013; Arora et al., 2014b). Bajo estos criterios, el modelo experimental del presente trabajo adoptó para su operación el uso de *Eisenia fetida*



sometida a condiciones de pH de 6,6 – 7,9 temperatura de 15 – 20 °C y humedad de 10 – 99 %.

**TABLA 4-1: RANGOS ÓPTIMOS DE PARÁMETROS DE CONTROL EN VERMIFILTROS**

Parámetro	Unidades	Cantidad/tipo	Referencia
Lombriz	-	<i>Eisenia fetida</i> y <i>Eisenia Andrei</i>	1,2,3,4,5,6,7,8,9,11,12 ,13,14,15,16,17,18,19, 20,21,24,25,26,27
Humedad	%	40 – 90	2,3,4,12,22,23,24,27,28, 8,
Temperatura	°C	10 – 35	1,2,3,5,6,7,10, 12,13,14,18,22,23,24, 25,26,27,28
pH	-	5 – 9	1,2,5,7,8,9,10,13,14,17, 7,18,21,22,23,24,25,27, 7,28

**Fuente:** Hernandez (2005)-7; Miranda (2005)-28; Ruz y Vukasovic Ltda. (2006)-20; Sinha et al. (2007)-22; Hughes et al. (2007)-29; Li et al. (2008)-12; Sinha et al. (2008)-23; (2009)-13; Sartori (2010)-21; Cardoso et al. (2011)-5; Wang et al. (2011)-26; Mendieta (2012)-18; Zhao et al. (2012)-27; Cardoso et al. (2013)-6; Krishnasamy et al. (2013)-11; Liu et al. (2013)-14; Manyuchi et al. (2013)-17; Arora et al. (2014a)-1; Kumar et al. (2014)-8; (2014b)-2; Lakshmi et al. (2014)-10; Arora y Kazmi (2015)-3; Kumar et al. (2015)-9; Velasco (2015)-24; Arora et al. (2016)-4; Vizcaino y Fuentes (2016)-25; Lourenco et al. (2017a)-15; (2017b)-16; Misal et al. (2017)-19.

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

La Tabla 4-2 describe los rangos bibliográficos de los parámetros de operación utilizados en sistemas de vermifiltración y que sirvieron de base para fijar los lineamientos de esta investigación. La operación de sistemas de vermifiltración depende de parámetros operativos tales como: tasa hidráulica, carga orgánica superficial, carga de nitrógeno superficial y carga de fósforo superficial. Las tasas hidráulicas utilizadas en este tipo de sistemas de tratamiento oscilan entre 0,14 a 4,79 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d, este parámetro operacional ha demostrado ser influyente en el

comportamiento de sistemas de vermifiltración, debido a que es el que condiciona las variables de control (condiciones ambientales de las lombrices) de este tipo de tecnologías (Kumar et al., 2014). Adicionalmente, cargas orgánicas/ nitrogenadas/ fosforadas superficiales son parámetros de operación que en sistemas de vermifiltración varían entre 34 a 818; 9 a 122 y 3 a 11 g /m<sup>2</sup> d, respectivamente. El aumento de las cargas orgánicas superficiales han reportado no afectar a las lombrices por su capacidad saprófita (Miranda, 2005), sobreviviendo a cargas orgánicas que van de 34,1 a 817,5 g de DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup> d (Cardoso et al., 2013; Kumar et al., 2014) y de 39,4 a 1180 g de DQO/ m<sup>2</sup> d (Sinha et al., 2008; Kumar et al., 2014). La concentración de carga de nitrógeno o fósforo en aguas residuales y sintéticas de similares características es de 8,7 a 122,3 g de N/m<sup>2</sup> d (Sinha et al, 2008; Kumar et al, 2014) y entre 2,5 a 10,8 g de P/m<sup>2</sup> d (Sartori, 2010; Zhao et al, 2012).

**TABLA 4-2: PARÁMETROS BIBLIOGRÁFICOS DE OPERACIÓN EN VERMIFILTROS**

Parámetro	Unidades	Valor	Referencia
TH	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d	0,14 – 4,79	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19,20,21,22, 23,24
COS	g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> d	34,1 – 817,5	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19,20,21,22, 23
CNS	g N/m <sup>2</sup> d	8,7 – 122,3	5,6,8,9,11,13,17,18,21,22, 23,24
CPS	g P/m <sup>2</sup> d	2,5 – 10,8	4, 9,11,13, 18,21,22, 23,24

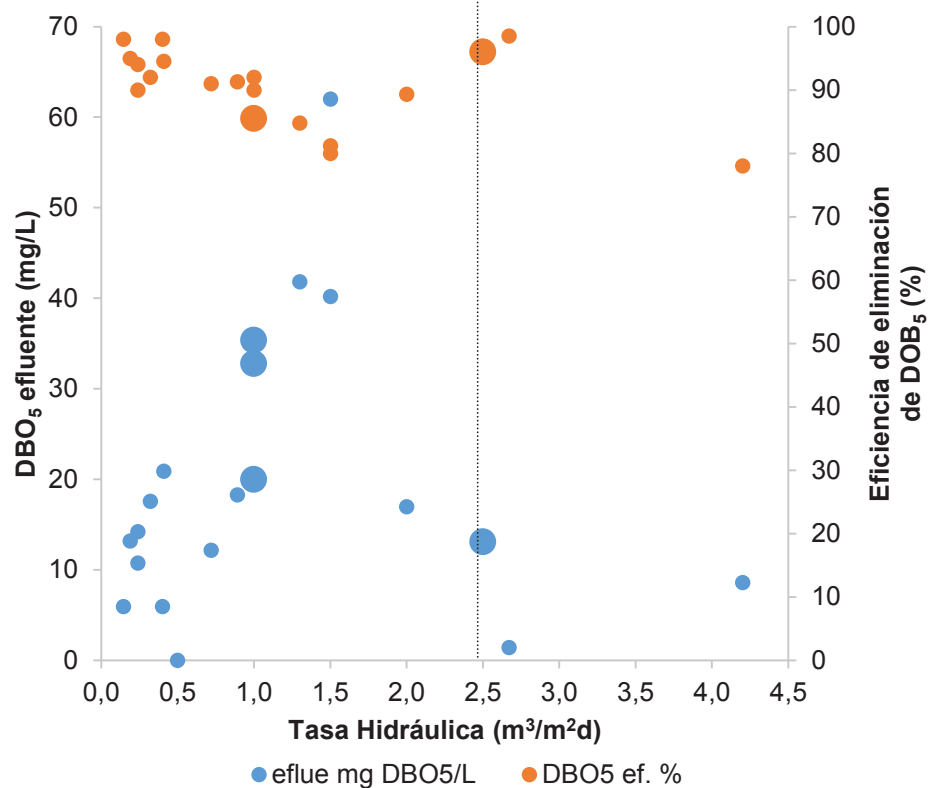
CNS: carga de nitrógeno superficial; COS: carga orgánica superficial; CPS: carga de fósforo superficial; TH: tasa hidráulica.

**Fuente:** Hernandez (2005)-7; Ruz & Vukasovic Ltda. (2006)-17; Sinha *et al.* (2007)-19; Sinha *et al.* (2008)-20; Li *et al.* (2009)-11; Sartori (2010)-18; Cardoso *et al.* (2011)-5; Wang *et al.* (2011)-23; Mendieta (2012)-16; Zhao *et al.* (2012)-24; Cardoso *et al.* (2013)-6; Liu *et al.* (2013)-12; Manyuchi *et al.*, (2013)-15; Arora *et al.* (2014a)-1; (2014b)-2; Kumar *et al.* (2014)-8; Lakshmi *et al.* (2014)-10; Arora y Kazmi (2015)-3; Kumar *et al.* (2015)-9; Velasco (2015)-21; Arora *et al.* (2016)-4; Vizcaino y Fuentes (2016)-22; Lourenco *et al.* (2017a)-13; (2017b)-14.

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

La Figura 4-1 describe el comportamiento operacional basado en las eficiencias de sistemas de vermifiltración, condición influenciada por la tasa hidráulica. En general, la información bibliográfica evidencia que la influencia de la tasa hidráulica sobre el parámetro  $\text{DBO}_5$  es inversa en tasas inferiores a  $1,5 \text{ m}^2/\text{m}^3 \text{ d}$ . A partir de este valor, al incrementar la tasa hidráulica aumenta la eficiencia hasta llegar a tasas iguales a  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ , figurando como un valor límite debido a que las eficiencias descienden al sobre pasarlo, este parámetro influye directamente sobre las eficiencias de eliminación de  $\text{DBO}_5$ . Por lo tanto, a tasas de  $1$  y  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  las eficiencias obtenidas alcanzan el 90% de eliminación de  $\text{DBO}_5$  y los efluentes reportan concentraciones menores a  $62 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$ , condiciones que permiten que cumpla con los valores descritos por el Anexo 1 del MAE (2015) ( $100 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$ ). Algunos autores, reportan que tasas de  $1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$  son el valor efectivo para el funcionamiento de vermifiltros (Miranda, 2005; Krishnasamy et al., 2013; Arora et al., 2014b; Arora y Kazmi, 2015; Arora et al., 2016). Sin embargo, otras investigaciones reportan que tasas de  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$ , como las máximas efectivas para esta tecnología y tasas superiores influirían sobretodo en la eliminación de nutrientes (Kumar et al., 2014). La diferencia entre ambas tasas se relaciona con el volumen de agua residual por unidad de área que se puede tratar y la eficiencia de eliminación en materia orgánica. Esta condición es debido a que la tasa de  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$  es superior en 4% al valor máximo de eficiencia e inferior en  $7 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$  al valor mínimo reportado con tasas hidráulicas de  $1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ . En específico las tasas con mayor eficiencia de eliminación de  $\text{DBO}_5$  son bajas ( $0,14$  y  $0,4 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ ) (Sinha et al., 2007; Manyuchi et al., 2013). A excepción de la tasa hidráulica de  $2,7 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$  que por la composición de ceramsite (semilla originaria de China) puede generar mayor permeabilidad de la capa activa (Liu et al., 2013). Sin embargo, con materiales como vermicomposta, aserrín, tierra o viruta la tasa hidráulica más alta y mejores resultados es reportada por Kumar et al. (2014).

**FIGURA 4-1: EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE DBO<sub>5</sub> Y DBO<sub>5</sub> DE SALIDADE VERMIFITROS RESPECTO A LA TASA HIDRÁULICA**

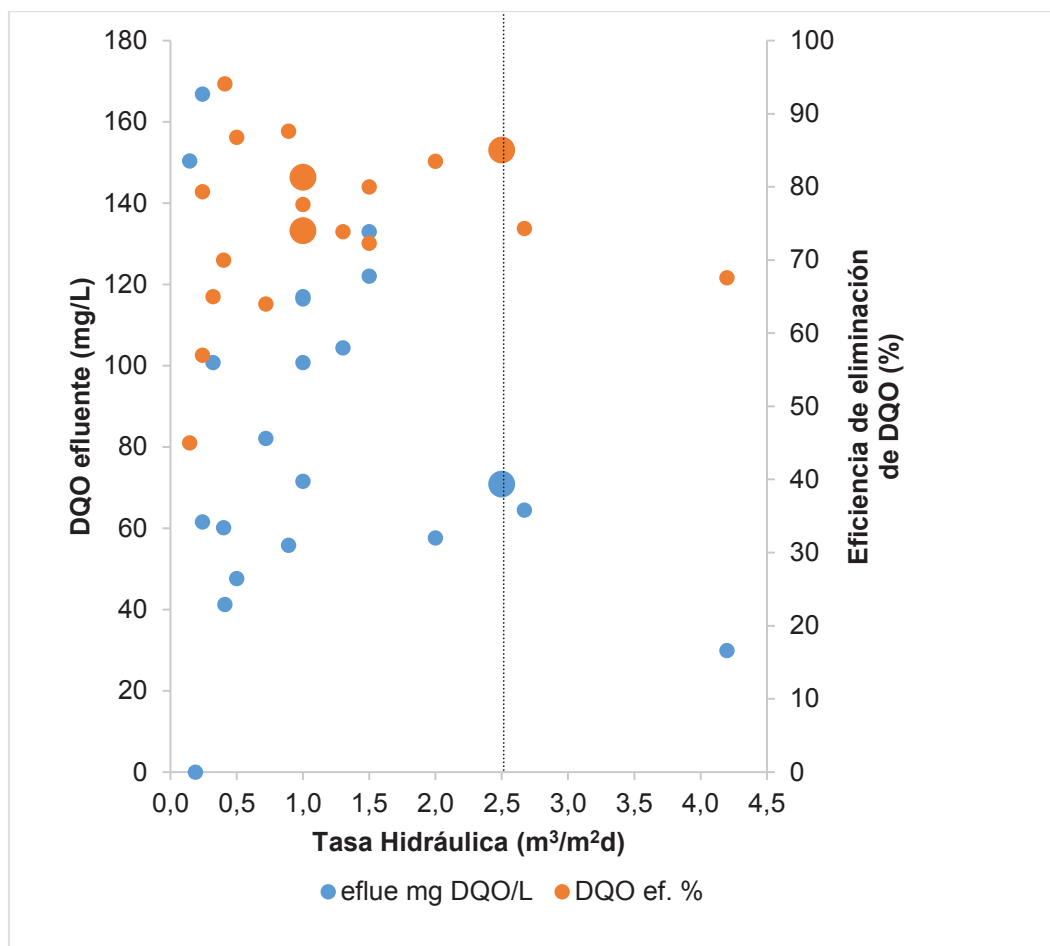


**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

La Figura 4-2 describe la influencia de la tasa hidráulica en el comportamiento de las eficiencias de sistemas de vermifiltración, evidenciando la influencia de la tasa hidráulica sobre el parámetro de DQO. El comportamiento de este parámetro para valores menores a  $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  muestra ser muy irregular. Sin embargo, a partir de este valor se aprecia una tendencia ascendente a hasta valores  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ . A partir de este límite, se aprecia una relación inversa entre estos parámetros, en cualquiera de los casos es apreciable que los efluentes de los vermifiltros de la revisión bibliográfica se encuentran por debajo del límite máximo ( $200 \text{ mg DQO/L}$ ) para descarga en cuerpos de aguas establecido por MAE (2015). La tasa hidráulica recomendada por Miranda (2005), Krishnasamy et al. (2013) y Arora et al. (2014b, 2015 y 2016) muestra eficiencias entre 70 a 81% de eliminación y efluentes con concentraciones entre 71 a 117 mg DQO/L. Mientras que, la tasa hidráulica

evaluada por Kumar et al. (2014) de  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  mostró eficiencias de 85% y efluentes con concentraciones de  $71 \text{ mg DQO/L}$ . Estos datos demuestran que la tasa hidráulica de  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  tiene mayor eficiencia que la tasa sugerida por algunos autores (Miranda, 2005; Krishnasamy et al., 2013; Arora et al., 2014b, 2015 y 2016). El valor de  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  también incluye el valor más alto de nitratos en el efluente de los vermifiltros estudiados por Kumar et al. (2014), cuyo estudio también demuestra un aumento de fósforo total del 400%, debido a la presencia de fosfatos en el efluente producto de la excreción o digestión de las lombrices (Kumar et al., 2013; Arora et al., 2016).

**FIGURA 4-2: EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE DQO Y DQO DE SALIDA EN VERMIFILTROS RESPECTO A LA TASA HIDRÁULICA**



**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

## **4.2. INFLUENCIA DE CAMBIOS OPERACIONALES EN LA TASA HIDRÁULICA SOBRE EL RENDIMIENTO Y FUNCIONAMIENTO DE SISTEMAS DE VERMIFILTRACIÓN**

### **4.2.1. RENDIMIENTO DEL MODELO EXPERIMENTAL**

La Tabla 4-3 describe el comportamiento operacional del modelo experimental. Durante la operación el caudal fue el parámetro que se mantuvo similar en todos los reactores con valores medios de  $4,9 \text{ cm}^3/\text{min}$  ( $7,01 \text{ L/d}$ ) en un rango entre  $3,6$  a  $6,7 \text{ cm}^3/\text{min}$ . El caudal reguló la tasa hidráulica en todos los modelos experimentales a un valor medio de  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$ . De acuerdo a Kumar et al. (2014), este valor coincide como se vio anteriormente, con altas tasas de eliminación de materia orgánica y nutrientes. Los parámetros ambientales, los cuales que no fueron influenciados por la tasa hidráulica fueron el pH ( $6,6 - 7,9$ ) del influente y temperatura ( $15 - 20 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Los rangos reportados son similares a los óptimos descritos por la bibliografía (Miranda, 2005; Hernández, 2005; Sinha et al., 2007; 2008; Li et al., 2008; 2009; Cardoso et al., 2011; Wang et al, 2011; Zhao et al., 2012; Mendieta, 2012; Liu et al., 2013; Lakshmi et al., 2014; Arora et al., 2013; 2014a; 2014b; 2015; Velasco, 2015; Arora et al., 2016; Vizcaino y Fuentes, 2016). En la operación se observó, como era de esperarse que la humedad difiera entre cada condición de vermifiltración (R1:  $24 \text{ h/d}$ ; R2:  $8 \text{ h/d}$ ; R3:  $4 \text{ h/d}$ ). Es importante destacar, que este valor fluctuó en rangos con una tendencia decreciente para R3 (79%), R2 (65%) y R1 (54%). La diferencia de los valores de la humedad en cada modelo experimental dio como resultado cambios importantes en la supervivencia de las lombrices en cada capa del vermifiltro y la potencial modificación de la biomasa dentro de cada uno. Algunos autores, mencionan que la humedad da una condición ambiental idónea en el desarrollo de las lombrices y microorganismos asociados (Bravo, 1996). Los rangos de humedad de los vermifiltros R3 ( $4 \text{ h/d}$ ) y R1 ( $24 \text{ h/d}$ ) mostraron rangos de humedad fuera del rango de vida necesario para las lombrices (40 al 90 %) (Arora et al, 2016; Zhao et al, 2012). El primero, no proporcionó la humedad suficiente; mientras que el segundo produjo condiciones anaerobias en el vermifiltro por el exceso de humedad.

**TABLA 4-3: COMPORTAMIENTO OPERACIONAL DEL MODELO EXPERIMENTAL**

Parámetro	Unidad	R1 (24 h/d)		R2 (8 h/d)		R3 (4 h/d)	
		Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media
Caudal (Q)	cm <sup>3</sup> /min	3,7 – 6,6	4,9	3,6 – 6,7	4,9	3,6 – 6,7	4,9
Tasa							
Hidráulica (TH)	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d	1,9 – 3,4	2,5	1,9 – 3,5	2,5	1,9 – 3,4	2,5
pH		6,7 – 7,9	7,4	6,7 – 7,9	7,4	6,6 – 7,9	7,3
Humedad (H)	%	45 – 99	88,3	32 – 97	75,2	10 – 89	60
Temperatura (T)	°C	15 – 20	17,8	15 – 20	17,8	15 – 20	17,7

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

La figuras 4-3 y 4-4 resumen a) las concentraciones de ingreso y salida de ST y SV durante la operación de los modelos experimentales y b) las eficiencias de eliminación o producción de ST y SV.

El valor del influente fue de 0,37 ST g/L con una desviación estándar de 0,03 y de 0,12 g SV/L con una desviación estándar de 0,02. En el efluente del vermifiltro con tasa de riego constante (R1) se apreció un aumento de estos parámetros, especialmente cuando pasó la quinta semana cuando el valor del efluente superó el valor del influente. Esta condición pudo ser efecto de la ausencia de lombrices, debido a que al finalizar esa semana las lombrices desaparecieron por condiciones inadecuadas.

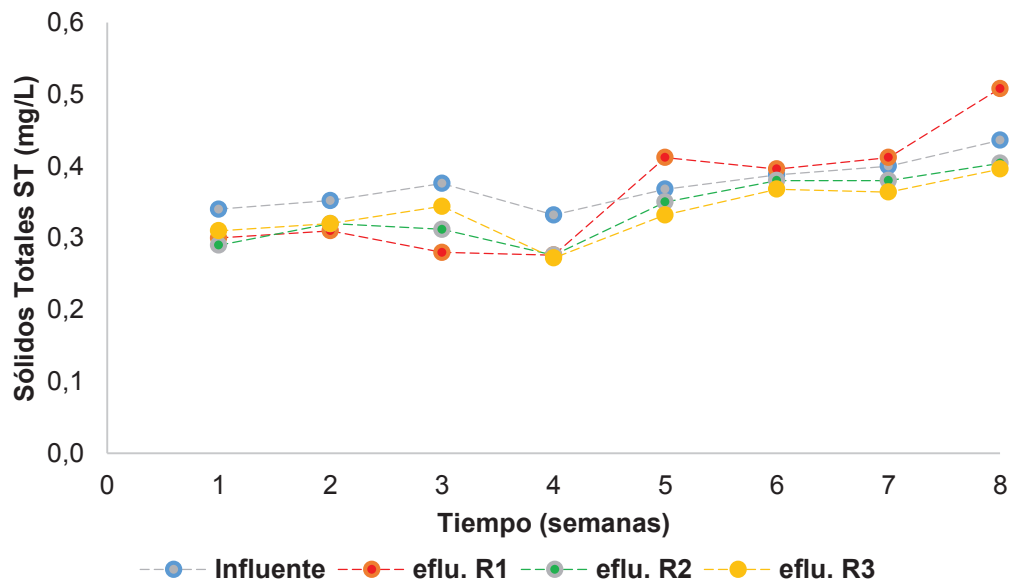
En los vermifiltros con riego intermitente (R2 y R3) se observó un comportamiento muy similar. En el vermifiltro R2 irrigado durante 8h/d los valores del efluente aumentaron en el tiempo, por lo que la eficiencia fue disminuyendo. Así en este vermifiltro se lograron eficiencias de eliminación entre el 2 al 17% en ST y entre el 25 a 52% de SV. Las eficiencias de eliminación promedio fueron de 9,6% (ST) y 35% (SV). En el vermifiltro R3 irrigado durante 4h/d, el comportamiento fue similar al R2 con eficiencias de eliminación entre el 5 al 18% en ST y entre el 44 al 23% en SV. Los valores promedio de eliminación fueron de 9,7% (ST) y 27,5% (SV). Este comportamiento permite entender que los vermifiltros con riego intermitente

lograron mejores resultados que el vermifiltro con riego constante. Sin embargo, las eficiencias de eliminación de ST del modelo experimental fueron menores a las reportadas por Velasco (2015) y Vizcaino y Fuentes (2016) quienes obtuvieron eficiencias del 67 % y 83% respectivamente. A pesar de esto, otros autores han reportado eficiencias menores (2 %) a las obtenidas por este trabajo (Laws, 2003). El efluente obtenido al final del tratamiento varió encontrándose valores entre 0,28 a 0,51 g/L en R1, entre 0,28 a 0,4 g/L para R2 y 0,31 a 0,4 g/L en R3, los cuales no sobrepasan el límite máximo permisible para descarga directa a cuerpos de agua establecido en el TULSMA de 1,6 g/L(MAE, 2015).

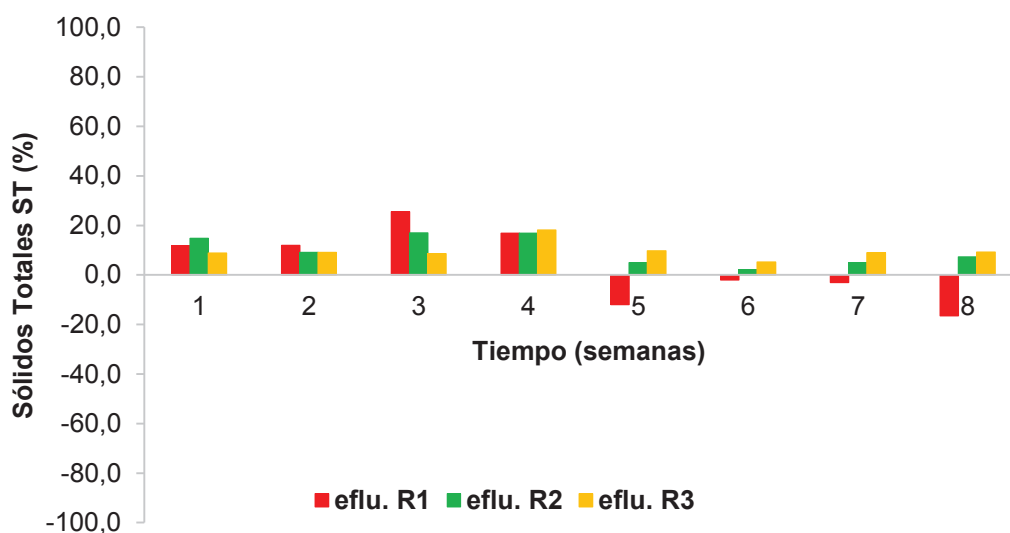


**FIGURA 4-3: COMPORTAMIENTO DE SÓLIDOS TOTALES DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIAS O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL**

a)



b)

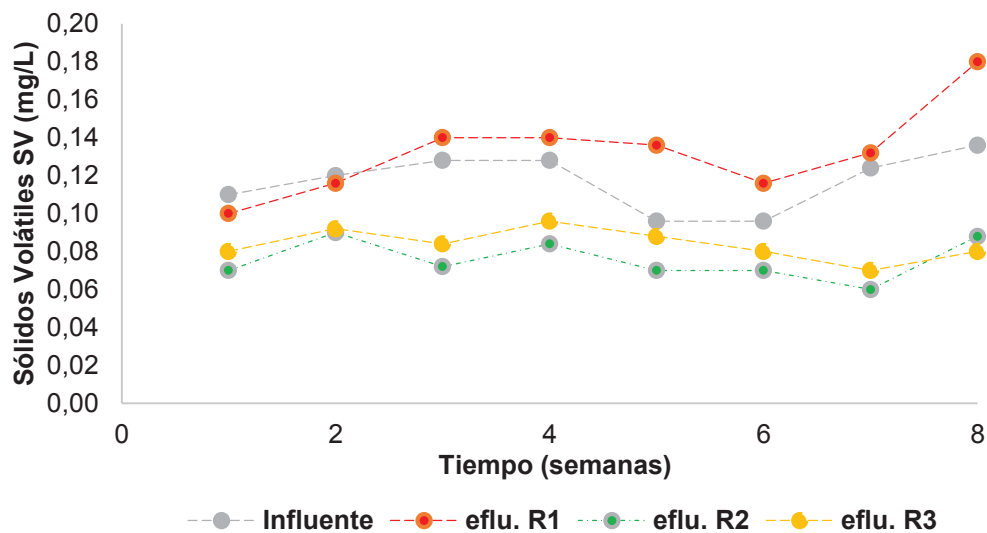


a) Concentraciones de Influyente y efluente, b) Eficiencias de eliminación o producción de ST

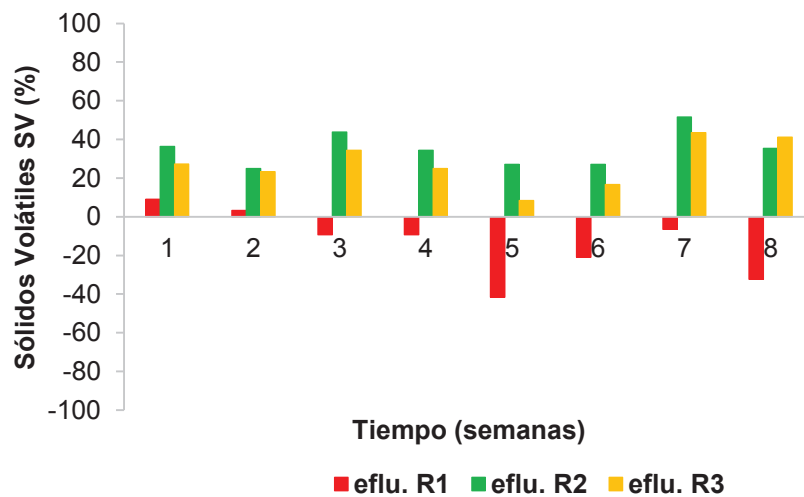
**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

**FIGURA 4-4: COMPORTAMIENTO DE SÓLIDOS VOLÁTILES DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIAS O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL**

a)



b)



b) Concentraciones de Influyente y efluente, b) Eficiencias de eliminación o producción de SV

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

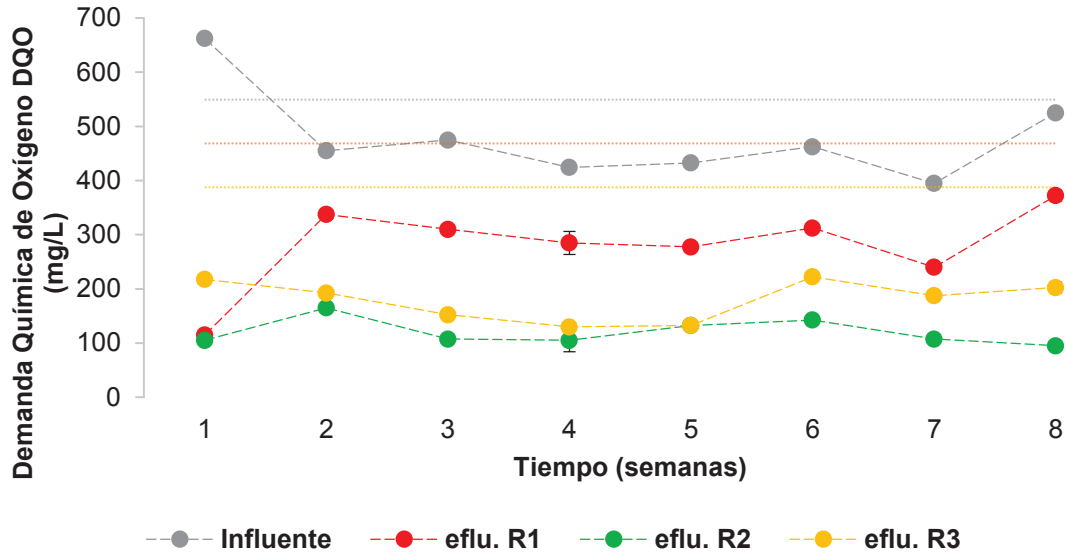
La Figura 4-5 resume a) las concentraciones de ingreso y salida de DQO durante la operación de los modelos experimentales y b) las eficiencias de eliminación de DQO. El valor del influente fue de  $468,4 \pm 80,9$  mg/L. La primera condición de operación evaluada (riego constante) del vermifiltro R1, obtuvo una eficiencia promedio de 35% con un valor máximo de 83% en la primera semana de funcionamiento, la cual cae drásticamente a la segunda semana a 26% manteniéndose en valores cercanos al 6% de variación respecto al valor promedio durante el resto de semanas. Los efluentes obtuvieron valores entre 115 a 373 mg DQO/L. Este comportamiento no tuvo cambios drásticos a pesar de que las lombrices perecieron al finalizar la quinta semana del experimento. Estos valores pueden deberse a la eliminación de materia orgánica por la composición del vermifiltro y los microorganismos que pudieron habitar bajo esas condiciones como se mostró en los experimentos de Sinha et al. (2007, 2008). La segunda condición estudiada fue el riego intermitente en vermifiltros R2 y R3, la primera condición de intermitencia fue de 8h/d (R2) cuyo comportamiento en eliminación de materia orgánica se apreció en las eficiencias de eliminación que se estuvieron y que variaron entre 64 a 84% con una media de 74%. Mientras que, el efluente obtenido varió entre 116, 3 a 142,5 mg DQO/L con una media de 116 mg DQO/L. En la segunda condición de intermitencia que fue de 4 h/d (R3), el comportamiento fue similar a la condición anterior pero se pudo apreciar un aumento en la calidad del efluente en las 3 últimas semanas del experimento. Sin embargo, sus eficiencias fluctuaron entre 52 a 69% con una media de 61% y un efluente con concentraciones entre 130 a 217 mg DQO/L con un promedio de 172,6 mg DQO/L.

Las mayores eficiencias obtenidas en los 3 vermifiltros se dieron en el vermifiltro R2 con riego de 8h/d, esto puede atribuirse a la acción degradadora de las lombrices que consumen su propio peso en alimento por día (Bravo, 1996). De igual forma, a la acción de microorganismos asociados que contribuyen a mejorar la degradación de materia orgánica (Arora et al, 2014a; 2014b), puesto que en este vermifiltro se pudieron obtener las condiciones más favorables para la supervivencia de las lombrices y microorganismos asociados. Los valores de eficiencia estuvieron dentro de los rangos de eficiencia reportados por la bibliografía

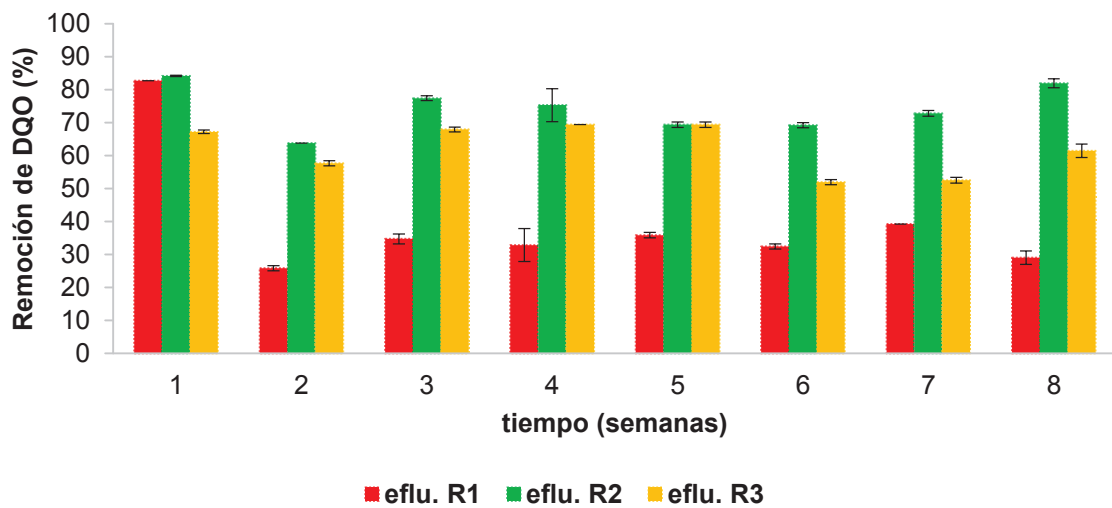
(45 – 94%) (Sinha et al., 2008; Velasco, 2015), superando las eficiencias de otros autores como Sinha et al (2008), Cardoso et al. (2011); Manyuchi et al. (2013); Vizcaino; Lakshmi et al. (2014) y Fuentes (2016). La calidad del efluente obtenido del vermifiltro R1 fue la menor de los 3 vermifiltros, excediendo además los valores permisibles reportados a la norma ecuatoriana para descargas a cuerpos de agua dulce cuyo valor corresponde a 200 mg DQO/L (MAE, 2015). Considerando la misma norma, las descargas del vermifiltro R3 se encontraron ligeramente fuera del rango; mientras que, el vermifiltro R2 reportó siempre efluentes que cumplían con la norma. Por lo tanto, a nivel de materia orgánica el vermifiltro R3 se perfila como el más eficiente.

**FIGURA 4-5: COMPORTAMIENTO DE LA DQO DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA DE CADA MODELO EXPERIMENTAL**

a)



b)



a) Concentraciones de Influyente y efluente, b) Eficiencias de eliminación

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

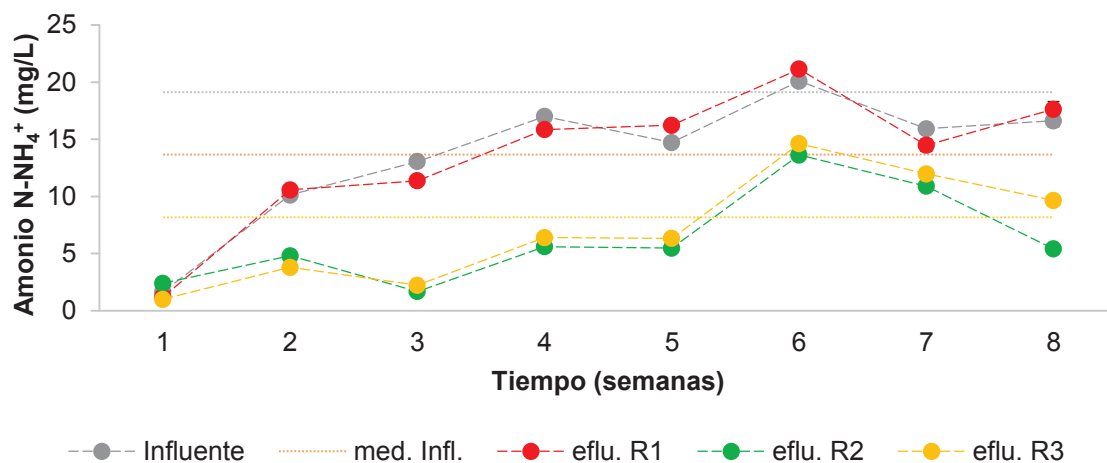
La figuras 4-6, 4-7 y 4-8 resumen a) las concentraciones de influente y efluente de  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NO}_2^-$  durante la operación de los modelos experimentales y b) las eficiencias de eliminación o producción de  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NO}_2^-$ .

Los valores del influente fueron de  $13,7 \pm 5,5$  mg  $\text{N-NH}_4^+$  /L,  $4,5 \pm 3,1$  mg  $\text{N-NO}_3^-$ /L y  $0,07 \pm 0,05$  mg  $\text{N-NO}_2^-$ /L. El vermifiltro R1 mostró una tendencia similar al influente para las 3 formas de nitrógeno evaluadas, con eficiencia de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  del 3,8% e incluso aumentos en el efluente entre 4 a 10%. Especies químicas como nitritos y nitratos disminuyeron en un 31% ( $\text{N-NO}_3^-$ ) y 3,5% ( $\text{N-NO}_2^-$ ) a los valores del influente, indicando que no existió nitrificación. Los valores del efluente fueron 13,6 mg/L ( $\text{N-NH}_4^+$ ), 2,2 mg/L ( $\text{N-NO}_3^-$ ) y 0,05 mg/L ( $\text{N-NO}_2^-$ ), estos valores mostraron que los procesos de nitrificación fueron ineficientes bajo estas condiciones. La tendencia en los vermifiltro R2 y R3 se pueden estudiar simultáneamente, debido a que su comportamiento fue similar aumentando la eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  hasta la tercera semana entre 0 al 87% (R2) y entre 39 al 83% (R3). A partir de esta semana, esta eliminación empieza a decaer hasta valores de 32% (R2) y 24% (R3) en la séptima semana, dando como resultado un valor de eficiencia promedio de eliminación de 44,4% R2 y 40% R3, respectivamente. Además, los valores en el efluente alcanzaron valores de 6 mg  $\text{N-NH}_4^+$ /L (R2) y 7 mg  $\text{N-NH}_4^+$ /L (R3). En la especie química de nitritos ( $\text{N-NO}_2^-$ ), se observó un aumento del 74 al 825% (R2) y del 0 al 1350% (R3) hasta la cuarta semana, a partir de esta semana los nitritos empiezan a descender a valores de -6,3% (R2) y 0% (R3). En la octava semana, aumentaron un 88% (R2) y 288% (R3), reportando el efluente valores promedio de 0,19 mg/L (R2) y 0,25 mg/L (R3). Los nitratos ( $\text{N-NO}_3^-$ ) en el vermifiltro R2 tuvieron un comportamiento errante las 3 primeras semanas. A partir de la tercera semana, se pudo apreciar el aumento de nitratos hasta la quinta semana donde nuevamente descienden. En el R3 los nitratos, tuvieron un comportamiento decreciente a partir de la segunda semana con un incremento en la tercera semana por el aumento imprevisto de nitratos en el influente. Los nitratos incrementaron entre un 7 a 148%. El efluente obtenido reportó valores promedio de 4,7 mg  $\text{N-NO}_3^-$ /L para ambos vermifiltros (R2 y R3).

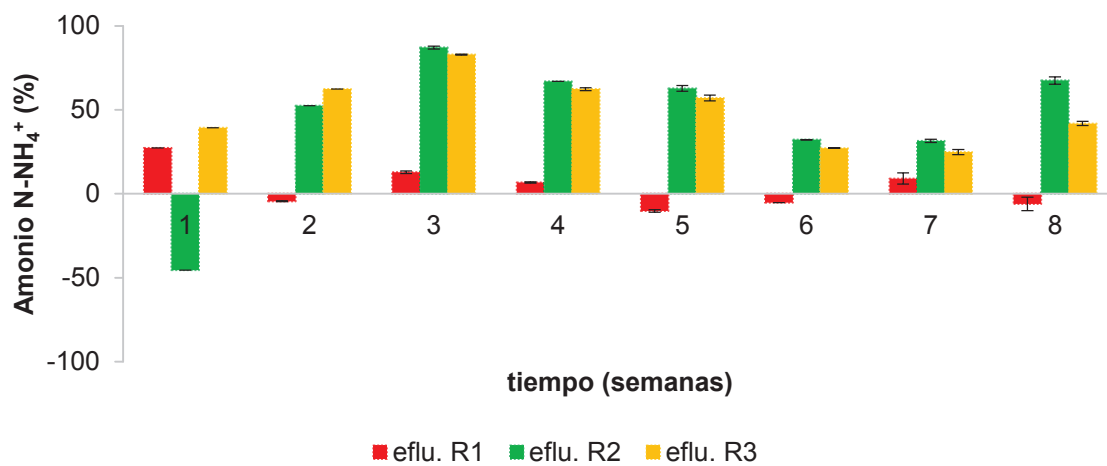
Los vermifiltros que trabajaron con riego intermitente (R2 y R3), tuvieron mejores resultados en la producción de nitritos y nitratos en relación al vermifiltro operado con riego constante (R1). Sin embargo, como es apreciable la nitrificación decreció con el pasar del tiempo, teniéndose una producción de ambas especies en forma fluctuante. Estos resultados son similares a los reportados en otros estudios (Cardoso et al., 2011; 2013 y Kumar et al., 2014). En los mismo se confirma que la nitrificación en los procesos de vermifiltración, es variable existiendo en forma simultánea procesos de nitrificación y desnitrificación (Cardoso et al., 2011 y 2013). La normativa ecuatoriana establece valores máximos para descargas directas a cuerpos de agua dulce de 30 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L y. En el caso de límites permisibles para uso pecuario valores de nitrito de 0,2 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L, en riego los valores de nitrato varían entre 50 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L a riego grado de restricción Ligero-Moderado con 30 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L (MAE, 2015). Los valores del efluente en los vermifiltros estuvo entre 1,2 a 21,1 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, entre 0 a 5 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, entre 0,02 a 0,09 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L para R1, entre 1,7 a 13,6 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, entre 2,5 a 6,5 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, entre 0,04 a 0,37 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L en R2 y entre 1,0 a 14,6 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, entre 2,5 a 6,5 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, entre 0,04 a 0,37 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L en R3. El agua tratada (efluente) de los 3 vermifiltros reúne características para ser descargado directamente a cuerpos de agua dulce. No obstante, las mejores eficiencias de eliminación se obtuvieron en el vermifiltro R2. El vermifiltro R1 obtuvo efluentes con calidad por debajo de la normativa ecuatoriana para uso pecuario y de riego. Mientras que, los efluentes de vermifiltros tratados con riego intermitente (R2 y R3) sobrepasaron en algunos casos los valores establecidos para uso pecuario pero siempre por debajo de la norma ecuatoriana para uso en riego.

**FIGURA 4-6: COMPORTAMIENTO DE AMONIO DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL**

a)



b)



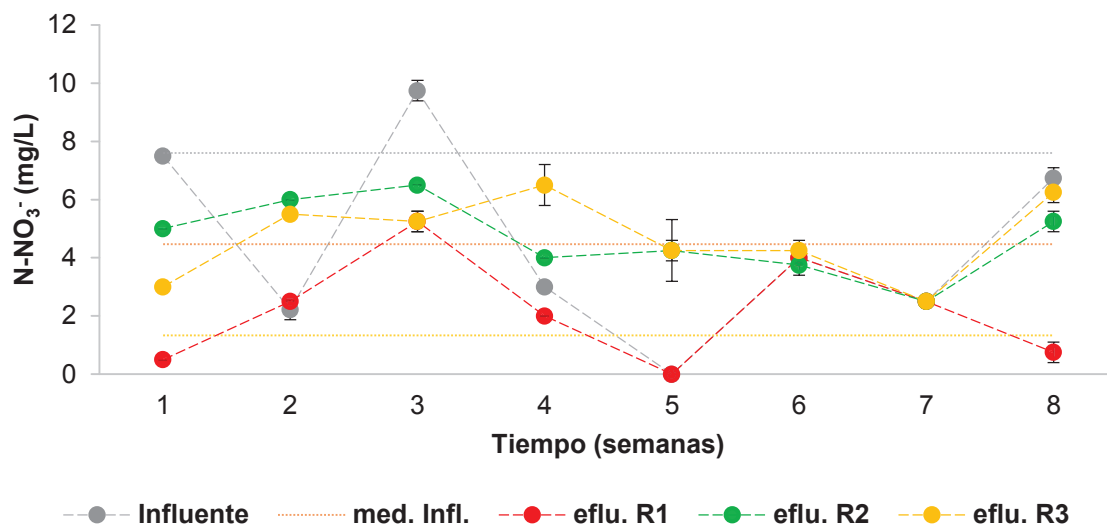
a) Concentraciones de Influyente y efluente, b) Eficiencias de eliminación o producción de  $\text{N-NH}_4^+$

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

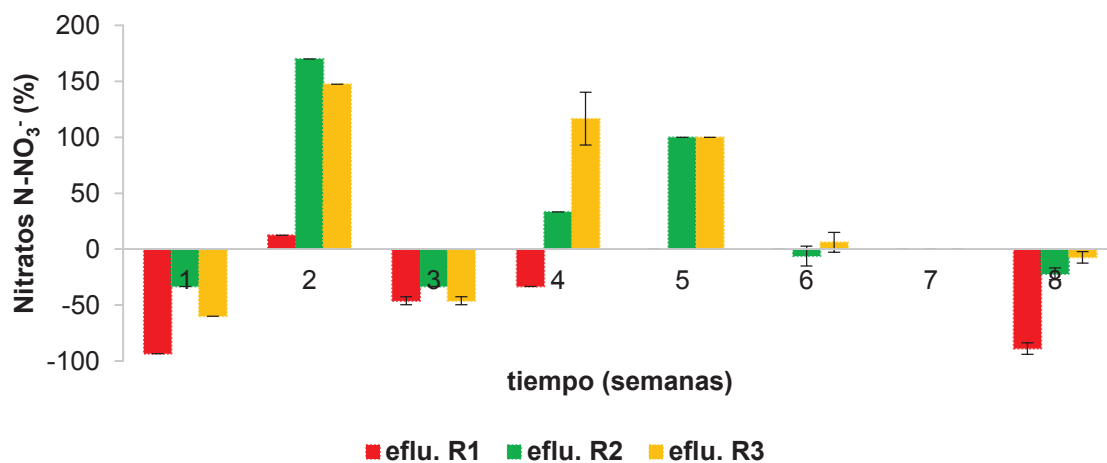


**FIGURA 4-7: COMPORTAMIENTO DE NITRATO DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL**

a)



b)

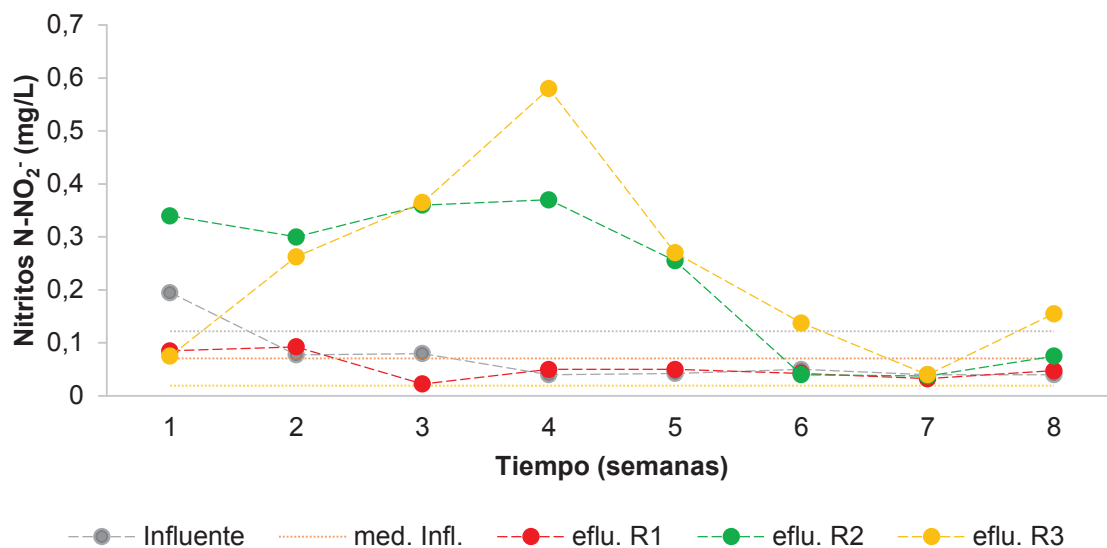


a) Concentraciones de Influyente y efluente, b) Eficiencias de eliminación o producción de  $\text{N-NO}_3^-$

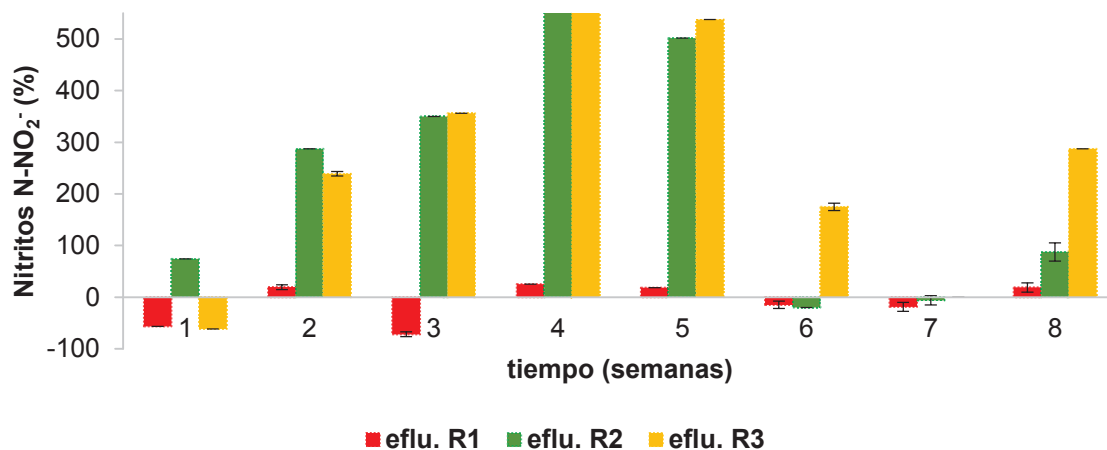
**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

**FIGURA 4-8: COMPORTAMIENTO DE NITRITOS DE INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL**

a)



b)



a) Concentraciones de Influyente y efluente, b) Eficiencias de eliminación o producción de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

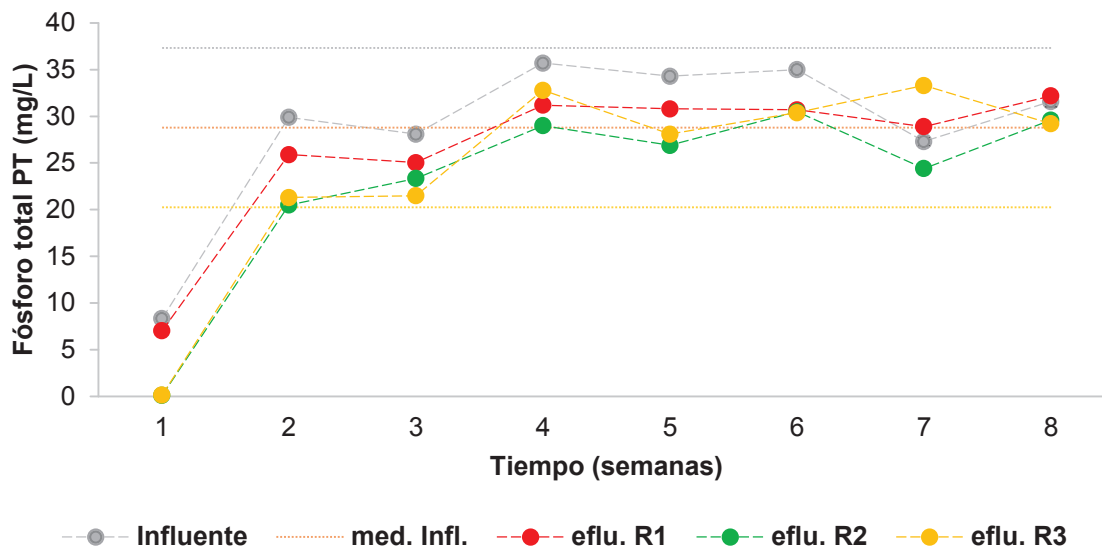
La Figura 4-9 resume a) las concentraciones de ingreso y salida de fósforo total durante la operación de los modelos experimentales y b) las eficiencias de eliminación o producción de fósforo total.

Los valores de fósforo del influente fueron de  $28,7 \pm 8,5$  mg P/L. El proceso de eliminación de fósforo en el vermifiltro R1 se mantuvo entre 15,6 a 10,2% hasta la sexta semana. En las 2 últimas semanas, los valores de fósforo total aumentaron fósforo en el efluente entre un 2 a 6% respecto al influente. A pesar de este aumento el valor medio fue de 8,4% respecto a la eficiencia de eliminación de fósforo total. Los valores del efluente alcanzaron valores entre 7 a 32 mg P/L y una media de 26,5 mg P/L. El vermifiltro R2 mostró una eficiencia de eliminación entre el 6 al 99% con una media de 27%, debido a que la eficiencia bajó drásticamente de 99% en la primera semana a 31% en la segunda semana. A partir de este valor, las eficiencias fueron menores a este valor llegando hasta el mínimo de 6% en la última semana. Con una tendencia de seguir reduciendo la eficiencia de eliminación, los valores del efluente fueron de 0,1 mg P/L en la primera semana; mientras que, a partir de segunda semana en adelante se mantuvo a valores entre 20,5 a 30,5 mg P/L con una media de 23 mg P/L. En el vermifiltro R3, se obtuvo eficiencias de eliminación entre el 7,6 al 98,5% a pesar de que en la séptima semana estas disminuyeron un 22% respecto al influente en esta semana. El efluente en la primera semana fue reportado en 0,1 mg P/L. Sin embargo, a partir de la segunda semana hasta el final del experimento los valores estuvieron entre 21 a 33 mg P/L con una media de 24,6 mg P/L. Los valores de eficiencia de eliminación más altos fueron los correspondientes a los vermifiltros operados con riego intermitente R2 (27%) y R3 (22%) respecto al riego constante del vermifiltro R1 (8%). Los vermifiltros con riego intermitente, fueron más eficientes que los modelos descritos por Wang et al., (2011), Vizcaino y Fuentes (2016) y Arora et al. (2016). Incluso se observó que los vermifiltros de este estudio evitaron el aumento de fósforo total en el efluente, como lo ocurrido a Kumar et al. (2014) usando la misma tasa hidráulica y otros estudios como los de Cardoso et al. (2011; 2013) y Kumar et al. (2015). Los valores de fósforo total en el efluente alcanzó concentraciones de 26,5 mg P/L (R1), 23 mg P/L (R2) y 25 mg P/L (R3), los mismos que fueron superiores a la norma ecuatoriana

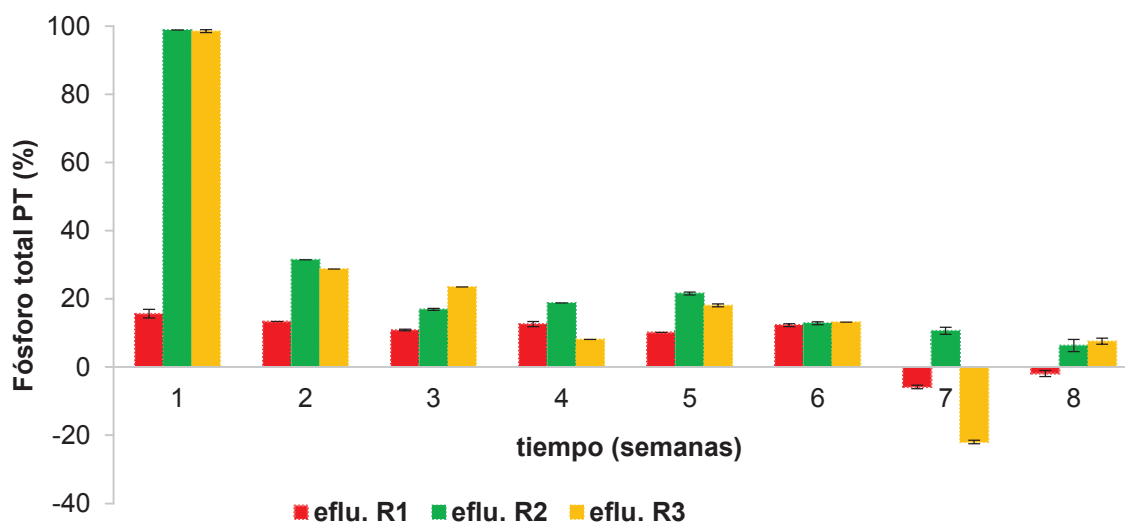
de descargas a cuerpos de agua que fija el límite máximo en 10 mg P/L (MAE, 2015). En el vermifiltro R1 a partir de la sexta semana, el fósforo en el efluente fue superior al del influente, esto puede ligarse al hecho de que las lombrices desaparecieron al cumplir 5 semanas lo que pudo generar condiciones anaerobias evitando su eliminación (Arora et al, 2016).

**FIGURA 4-9: COMPORTAMIENTO DE FÓSFORO TOTAL DEL INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA O PRODUCCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL**

a)



b)



a) Concentraciones de Influyente y efluente, b) Eficiencias de eliminación o producción de PT

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

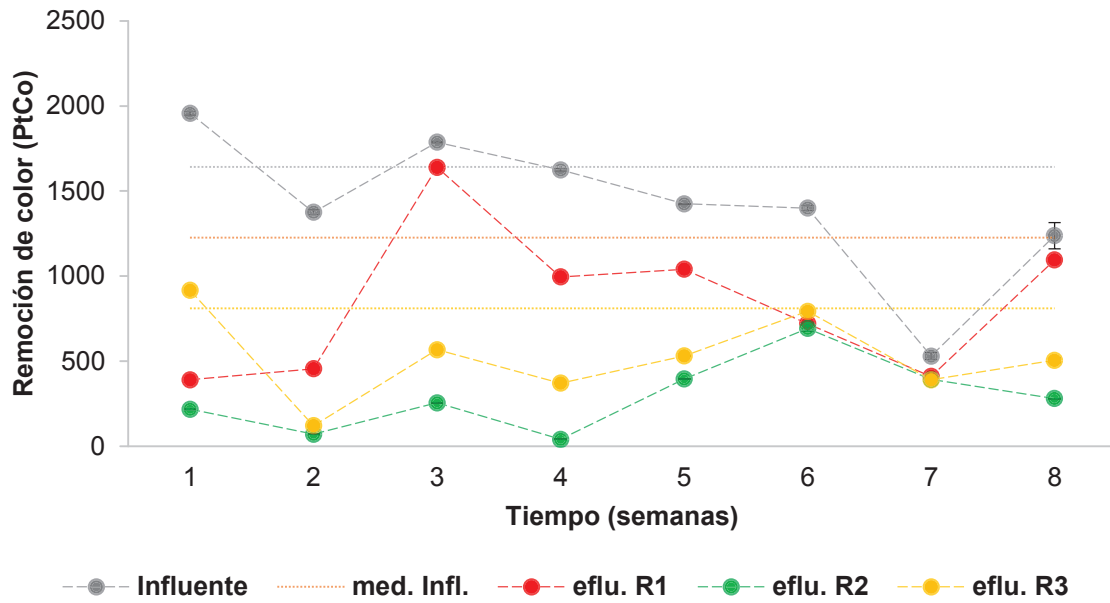
La Figura 4-10 resume a) las concentraciones de ingreso y salida de color aparente durante la operación de los modelos experimentales y b) las eficiencias de eliminación de color.

Los valores del influente fueron de  $1226 \pm 416$  PtCo. En el vermifiltro R1 los valores de eficiencia disminuyeron desde el 80 al 12% durante el funcionamiento del experimento. A pesar de esto, la tercera semana mostró el valor más bajo que fue del 8%, con un promedio de eliminación de 38%. La eficiencia de eliminación de este parámetro disminuyó con el tiempo. El efluente promedio en este vermifiltro fue de 662 PtCo. Los vermifiltros R2 y R3 se comportan de manera muy similar para este parámetro, mostrando un descenso en las eficiencias a partir de la cuarta semana y llegando a eficiencias promedio de 74% (R2) y 60% (R3). La calidad de los efluentes obtenidos osciló en valores de 138 PtCo (R2) y 370 (R3), lo cual demuestra una mayor eficiencia en el vermifiltro R2 con riego de 8 h/d.

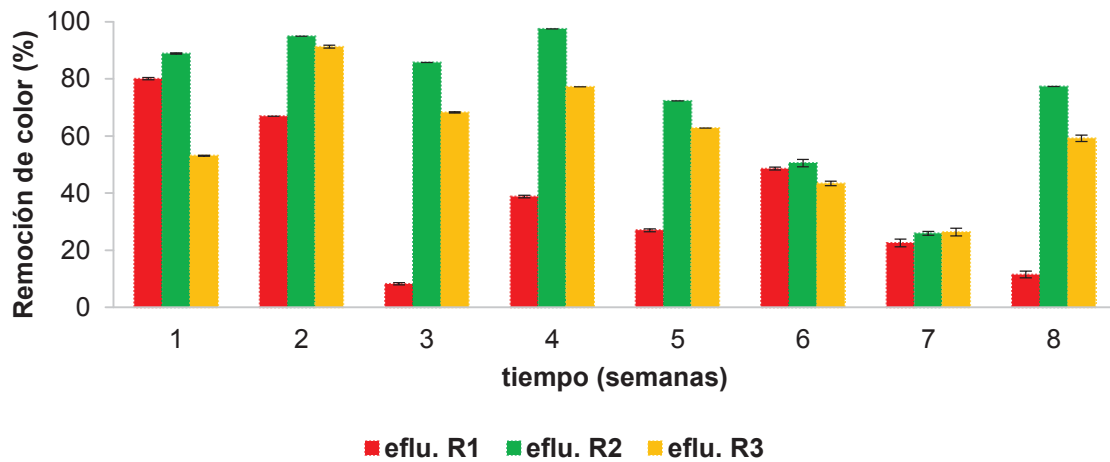
A partir de la quinta semana empezó a aparecer olor séptico en el efluente del vermifiltro R1, atribuible a la muerte de las lombrices en la quinta semana. En los vermifiltros R2 y R3 el olor fue levemente de madera. De acuerdo a Sinha et al. (2002), la eliminación del olor se puede atribuir a que las lombrices liberan compuestos celómicos sobre la materia orgánica que van a consumir, lo que genera un efecto antibacterial, inhibiendo el crecimiento de microorganismos anaerobios que liberan sulfuro de hidrógeno al ambiente y eliminando los olores en el efluente y su hábitat.

**FIGURA 4-10: COMPORTAMIENTO DE COLOR DEL INFLUENTE Y EFLUENTE Y EFICIENCIA DEL MODELO EXPERIMENTAL**

a)



b)



a) Concentraciones de Influyente y efluente, b) Eficiencias de eliminación

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

#### 4.2.2. FUNCIONAMIENTO Y COMPORTAMIENTO INTERNO DEL MODELO EXPERIMENTAL

El comportamiento interno del modelo experimental contempla, el estudio de la biomasa (lombrices y microorganismos) y el régimen hidráulico (*clogging*).

La Tabla 4-5 describe el comportamiento relacionado al crecimiento y reproducción de lombrices en cada capa de cada modelo experimental.

El vermifiltro R1 empezó con un total de 24 lombrices (3 adultas y 21 jóvenes) con un peso total entre jóvenes (sin clitelio) y adultas (con clitelio) de 6,4 g y un peso promedio por lombriz de 0,3 g/lombriz. El número de lombrices fue el mismo en todos los vermifiltros, pero al cabo de la quinta semana del experimento todas las lombrices del R1 murieron o se escaparon, En R1 por lo tanto, no existieron condiciones ambientales adecuadas para las lombrices (supervivencia, crecimiento, desarrollo y reproducción).

El vermifiltro R2 empezó con un total de 24 lombrices (3 adultas y 21 jóvenes) con un peso total de 6,7 g y un peso promedio por lombriz de 0,3 g/lombriz. Al finalizar la fase experimental, las lombrices adultas fueron 10 (8 en la capa activa y 2 en la capa media), las lombrices jóvenes 4 y solo estuvieron en la capa activa. El peso de las lombrices adultas y jóvenes fue de 4,3 g con un peso promedio por lombriz de 0,3 g/lombriz. Estos valores comparados con los iniciales sugieren que el número de lombrices totales se redujo en 42%. Las lombrices adultas mostraron un aumento de 233% y las jóvenes tuvieron una reducción de 83%. El peso se redujo un 36% y su peso promedio aumento un 9%. El aumento en adultas sugiere que el riego durante 8 h/d generó un ambiente excelente para su desarrollo sexual y mejoró su crecimiento individual, debido a que su peso promedio aumento. No obstante, en este vermifiltro se generaron condiciones negativas respecto a su peso colectivo. Las lombrices pequeñas fueron un total de 11 (3 en la capa activa y 8 en la capa media), los cocones fueron un total de 34 (9 en la capa activa y 25 en la capa media). La presencia de lombrices pequeñas y cocones sugiere que no existió ningún problema con el desarrollo sexual y la reproducción de las lombrices.



Además, la presencia mayoritaria de cocones y lombrices pequeñas en la capa media nos sugieren que esta capa es la más apta para la incubación, crecimiento y desarrollo de los anélidos.

El vermifiltro R3 empezó con un total de 24 lombrices (3 adultas y 21 jóvenes) con un peso total de 7,2 g y un peso promedio por lombriz de 0,3 g/lombriz. Al finalizar la fase experimental, las lombrices adultas fueron 7 lombrices (2 en la capa activa, 3 en la capa media y 2 en la capa de soporte), las lombrices jóvenes fueron 6 (2 en la capa activa y 4 en la capa media). El peso total de las lombrices adultas y jóvenes fue de 2,5 g con un peso promedio por lombriz de 0,2 g/lombriz. Estos valores comparados con los iniciales mostraron que el número de lombrices totales se redujo un 42%. Las lombrices adultas mostraron un aumento de 133% y la disminución en los parámetros para las jóvenes fue de 67%. El peso fue 65% y su peso promedio fue 35% menor, esta reducción en parámetros como lombrices jóvenes, peso total y peso promedio sugiere que el riego intermitente de 4 h/d es ineficiente para que las lombrices puedan crecer. Sin embargo, el aumento de lombrices adultas muestra que su desarrollo sexual puede efectuarse durante esta forma de riego. Además en este vermifiltro, se pudo observar la presencia de lombrices pequeñas las que fueron 3 y solo estuvieron presentes en la capa media; mientras los cocones fueron un total de 9 ( 5 capa activa y 4 capa media). Estos valores mostraron que el riego de 4 h/d no afecta la incubación, desarrollo y crecimiento de las lombrices.

El vermifiltro R2 mostró ser el más eficiente con respecto al R3, debido a que en este se pudo observar aumento en el peso individual, la cantidad de lombrices adultas, pequeñas y cocones, sugiriendo que el mejor hábitat para su supervivencia es aquel irrigado durante 8 h/d. La disminución de las lombrices jóvenes pudo darse por su paso a adultas y su capacidad de autorregularse, lo que mencionan algunos autores (Aguilera, 2004; Miranda, 2005; Hernández, 2005; Cardoso et al., 2013; Vizcaíno y Fuentes, 2016).

**TABLA 4-4: COMPORTAMIENTO DE CRECIMIENTO DE LOBRICES EN CADA CAPA DE CADA MODELO EXPERIMENTAL**

Parámetro	R2			R3		
	CA	CM	CS	CA	CM	CS
<b>INICIO DEL EXPERIMENTO</b>						
Lombrices adultas (A)	3	0	0	3	0	0
Lombrices jóvenes (J)	21	0	0	21	0	0
Lombrices pequeñas (p)	0	0	0	0	0	0
Cocones	0	0	0	0	0	0
Peso A+J (g)		6,7028			7,1753	
Peso A+J/lomb (g/lomb)		0,2793			0,2981	
<b>FINAL DEL EXPERIMENTO</b>						
Lombrices adultas (A)	8	2	0	2	3	2
Lombrices jóvenes (J)	4	0	0	2	4	0
Lombrices pequeñas (p)	3	8	0	0	3	0
Cocones	9	25	0	5	4	0
Peso A+J (g)		4,2624			2,518	
Peso A+J/lomb (g/lomb)		0,3045			0,1937	

CA: Capa Activa; CM: Capa Media CS: Capa De Soporte; A:Lombrices Adultas; J: Lombrices Jóvenes; p: Lombrices Pequeñas; A+J: Peso en gramos de lombrices adultas y jóvenes

**Realizado por:** Carlos Chicaiza

La Figura 4-11 describe la concentración de Sólidos Volátiles (biomasa bacteriana adherida al material de soporte + sustrato) en a) la capa activa, b) capa media y c) capa de soporte de cada modelo experimental.

La biomasa medida mediante SV en la capa activa fue de 0,1 mg SV/m<sup>2</sup> (R1) 13,2 mg SV/m<sup>2</sup> (R2) 2,3 mg SV/m<sup>2</sup> (R3). En la capa media los valores fueron de 0,03 mg/m<sup>2</sup> (R1), 0,33 mg SV/m<sup>2</sup> (R2) 0,27 mg SV/m<sup>2</sup> (R3). En la capa de soporte estos valores fueron de 0,12 mg/m<sup>2</sup> (R1) 0,04 mg/m<sup>2</sup> (R2) 1,02 mg/m<sup>2</sup> (R3).

La biomasa en la capa activa de los vermifiltros con riego intermitente (R2, R3) alcanzó valores de 13,2 mg SV/m<sup>2</sup> (R2) y 2,3 mg SV/m<sup>2</sup> (R3), los mismos que fueron mayores a los registrados en el vermifiltro con riego continuo de 0,1 mg SV/m<sup>2</sup> (R1). El riego intermitente con tiempo de riego de 8 h/d obtuvo la mayor biomasa de los 3 vermifiltros, posiblemente se debió a que en esta capa había mayor cantidad de lombrices (15 entre adultas, jóvenes y pequeñas) que en las otras capas, lo cual influye en los flujos de aireación que estimulan el crecimiento de microorganismos y acumulación de sustrato o sub-productos de la digestión saprófita (Cardoso et al., 2011). Mientras que, el valor más bajo en esta capa fue el vermifiltro donde perecieron todas las lombrices (R1).

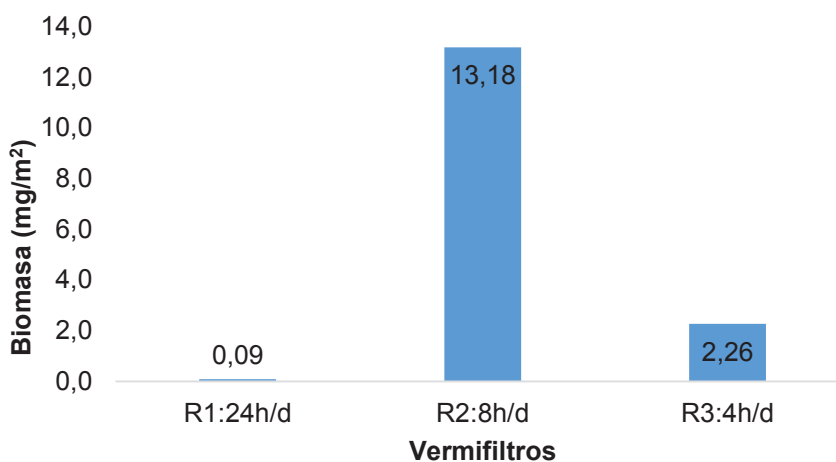
En la capa media, se repitió la tendencia de la capa activa en la que el vermifiltro R2 fue el que obtuvo mayor contenido de sólidos volátiles entre los tres vermifiltros (0,33 mg SV/m<sup>2</sup>). Mientras que, el valor más bajo fue el del vermifiltro R1 (0,03 mg/m<sup>2</sup>). Sin embargo, el vermifiltro R3 (0,27 mg SV/m<sup>2</sup>) obtuvo valores similares, esto debido a que la cantidad de lombrices en los vermifiltros fue de 2 adultas y 8 pequeñas (R2) y de 3 adultas, 4 jóvenes y 3 pequeñas (R3). Esta cantidad de lombrices, pudo haber influenciado en el aumento de la concentración de sólidos volátiles adheridos al medio de soporte en el vermifiltro R3 para acercarse al vermifiltro R2.

En la capa de soporte, pudo observarse que la presencia de lombrices generó una diferencia significativa en la concentración de sólidos volátiles adheridos. El vermifiltro R3 mostró un valor de 1,02 mg SV/m<sup>2</sup>; mientras que el valor más bajo fue en el vermifiltro R2 con 0,04 mg SV/m<sup>2</sup>. Esta cantidad de sólidos volátiles que incrementó en el R3, pudo darse porque en esta capa se pudo observar la presencia de 2 lombrices adultas. Estas lombrices pudieron haber intervenido en un incremento de sólidos volátiles adheridos al medio de soporte en los otros 2 vermifiltros. Este aumento de sólidos volátiles puede tener relación directa con el incremento de biomasa bacteriana como lo reportan los estudios de Arora et al. (2014 a; 2014b).

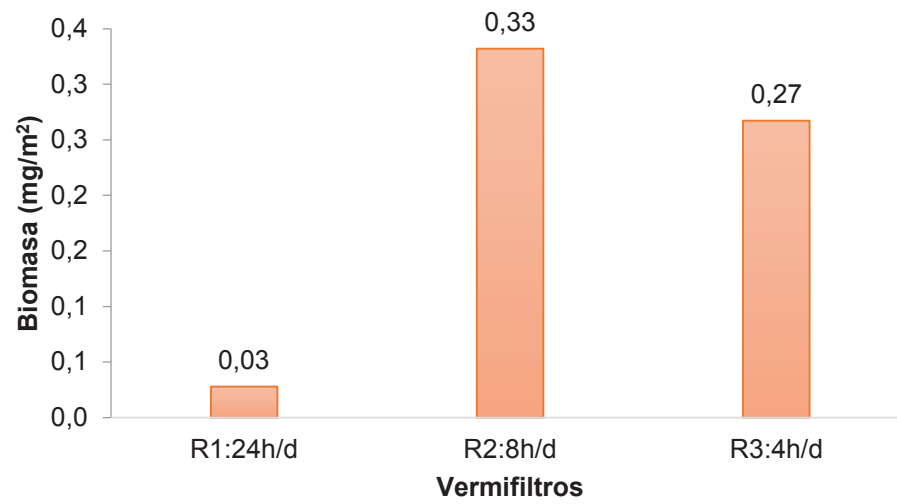
Según lo mostrado en la Figura 4-10, la concentración de sólidos volátiles aumentó en las capas de los vermifiltros que tenían presencia de lombrices con respecto a las capas sin lombrices. Aunque esta medición reportó sustrato adherido al medio de soporte, algunos estudios sugieren que tendería relación con incremento de biomasa bacteriana. Por lo tanto, existe una relación directa entre la presencia y crecimiento de las lombrices respecto al crecimiento de biomasa bacteriana adherida al medio de soporte. Esta relación la han reportado Sinha et al. (2002) y Liu et al. (2013), quienes mencionan que la presencia de lombrices aumenta la actividad microbiana tanto en número como en diversidad. Al igual que en los estudios de Zhao et al. (2010), quienes mencionan que en los vermifiltros la biomasa fue disminuyendo con la profundidad. No obstante, en este trabajo la capa de soporte de los vermifiltros R1 y R3 incrementó respecto a Sólidos Volátiles adheridos al medio de soporte en relación con la capa media. Este fenómeno puede darse, debido a que la salida de los vermifiltros se encuentra libre, logrando ser aireada por los agujeros del desagüe lo que pudo impedir que esta zona se convierta en una zona totalmente anóxica. Esto explica además porque existió mayor cantidad de biomasa en la capa de soporte del R1 que en la del R2.

**FIGURA 4-11: BIOMASA MICROBIANA EN CADA CAPA DE CADA MODELO EXPERIMENTAL**

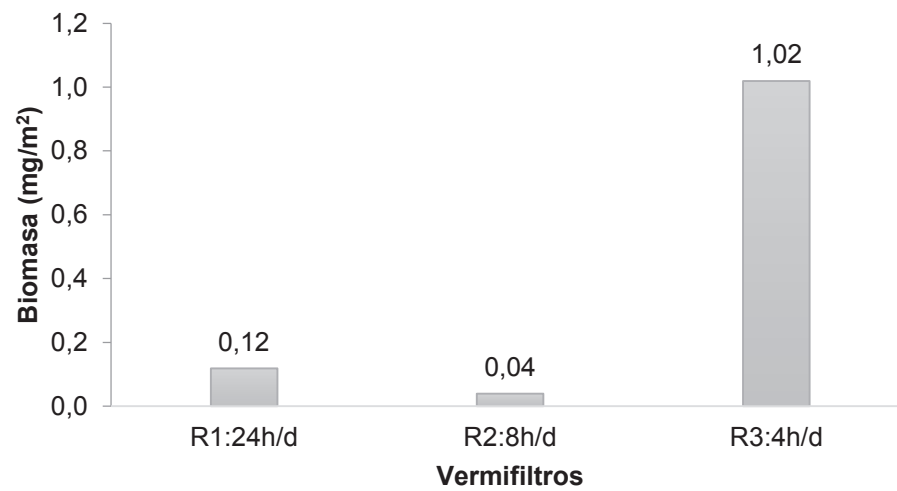
a)



b)



c)



a) Capa activa, b) capa media, c) capa de soporte

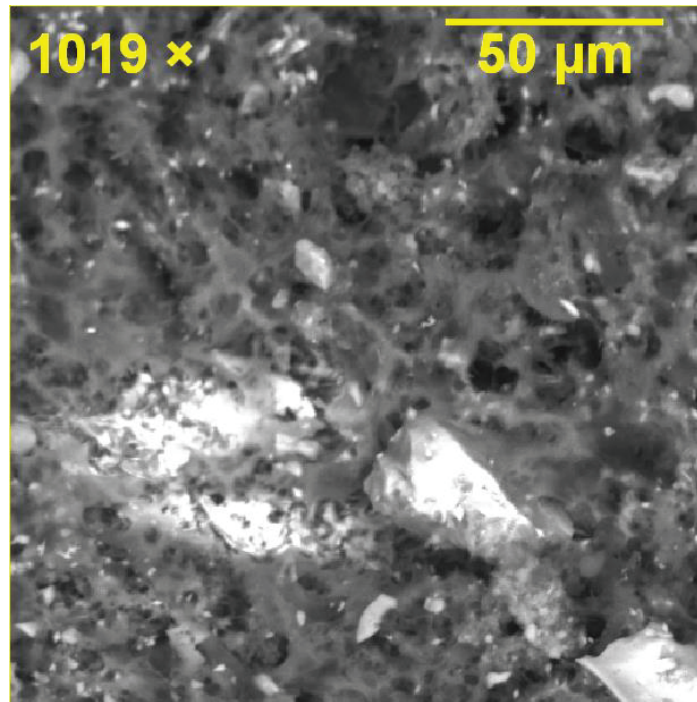
**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

La figuras 4-12, 4-13 y 4-14 describen las imágenes de microscopía electrónica de barrido obtenidas del medio de soporte de cada la capa activa y media de cada vermifiltro al final de la operación. Las imágenes con un aumento entre 988x a 1032x, muestran diferencias respecto a la apariencia visual del medio de cada vermifiltro. En R1 es posible observar la presencia de polímeros extracelulares y la presencia de células cocoidales en la capa media, condición que se relaciona con el mayor contenido de sólidos volátiles reportados en esta capa respecto a la capa activa.

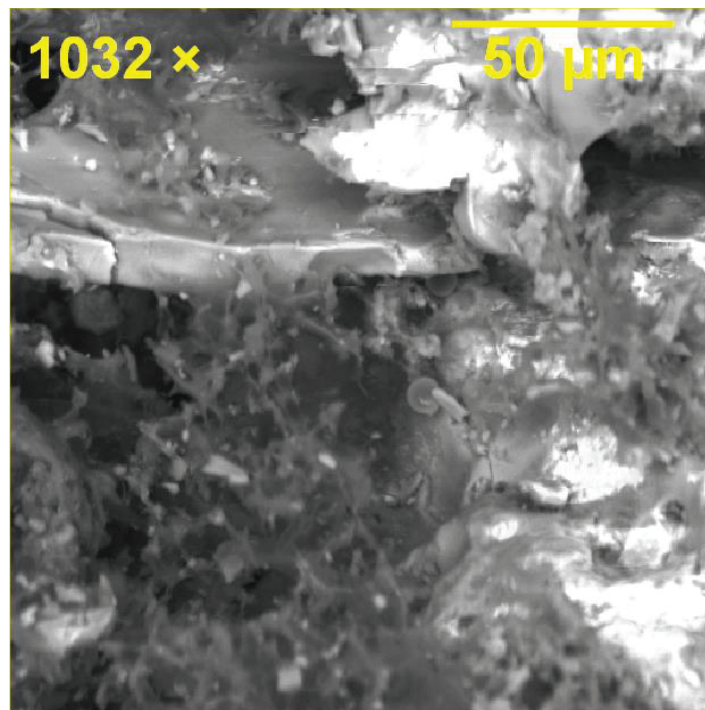
En R2 y R3, es visible en la capa activa la presencia de células en forma de bacilos características de bacterias que forman biopelícula y la presencia de exopolisacáridos que es el polímero básico para la formación de biopelícula. En la capa media, existe la presencia de células cocoidales y polímeros extracelulares, pero en forma más dispersa. Estos resultados tienen directa relación con el contenido de sólidos volátiles reportado en estos dos vermifiltros tanto para la capa media como activa, en donde el contenido de sólidos volátiles fue mayor en la capa activa respecto a la media.

**FIGURA 4-12: IMÁGENES DE MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DEL VERMIFILTRO R1**

a)



b)



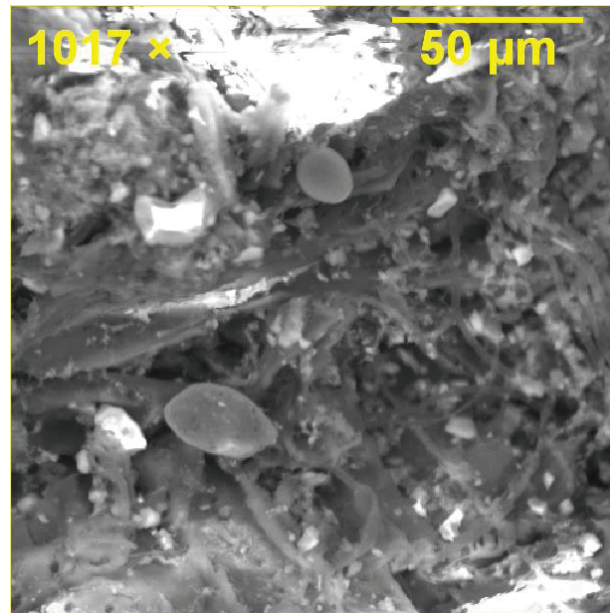
a) capa activa b) capa media

**Tomada por:** Carlos Chicaiza

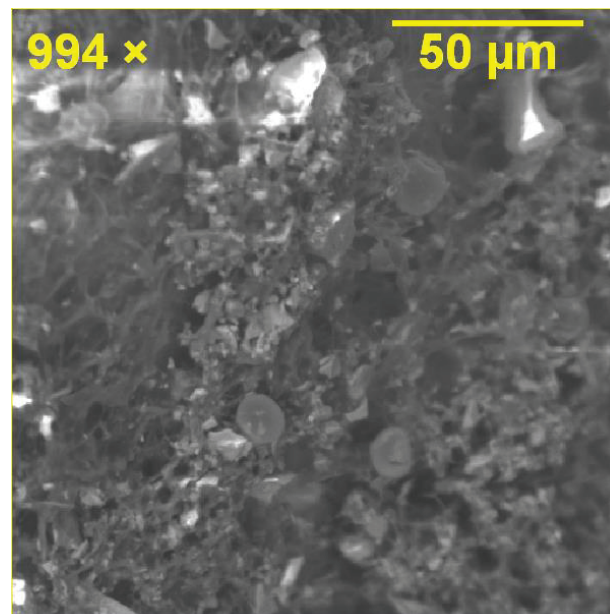


FIGURA 4-13: IMÁGENES DE MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DEL VERMIFILTRO R2

a)



b)



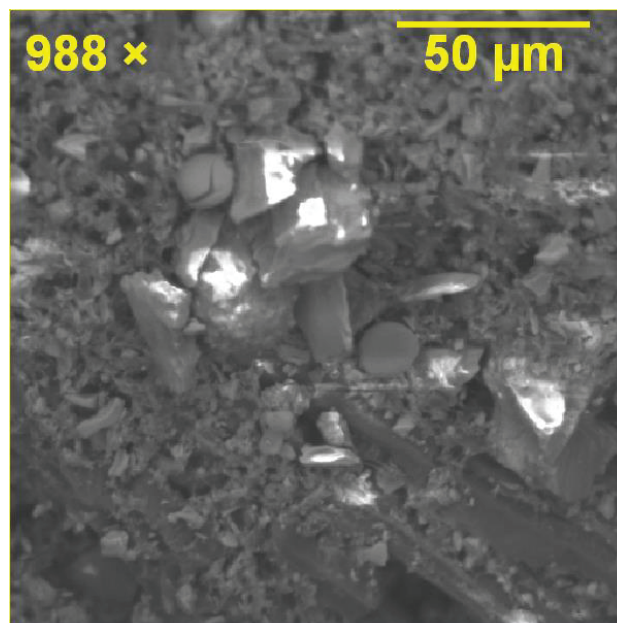
a) capa activa b) capa media

Tomada por: Carlos Chicaiza

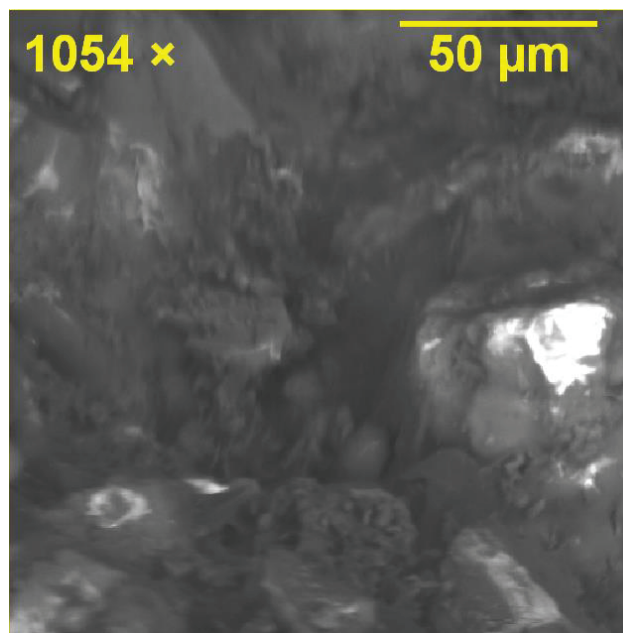


**FIGURA 4-14: IMÁGENES DE MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DEL VERMIFILTRO R3**

a)



b)



a) capa activa b) capa media

**Tomada por:** Carlos Chicaiza

La Figura 4-15 detalla la actividad biológica reportada mediante el potencial óxido-reducción registrado en a) la capa activa y b) la capa media de cada modelo experimental.

Es importante mencionar, que los resultados que se reportaron son preliminares siendo necesario validar la técnica de medición (tipo de electrodos), pero ofrecen una aproximación de la actividad biológica de este tipo de tecnologías. La actividad biológica reportada mediante el potencial eléctrico tuvo variaciones, dependiendo del vermifiltro y la capa medida. Así se tuvo que el vermifiltro R1 en la capa activa, disminuyó su carga eléctrica negativa durante las 2 primeras horas, disminuyendo de -21,6 a -10,6 mV. En la tercera hora se obtuvo el pico más alto que fue de -27,7 mV pero su comportamiento se mantuvo estable hasta las 5 horas y media. A partir de este momento, la actividad biológica disminuyó a valores cercanos a cero en la sexta hora, estabilizándose con valores de entre -7 a -13 mV. Por lo tanto, esta tendencia no varió considerablemente, pero con un comportamiento descendiente y manteniéndose entre -1 a -28 mV. En la capa media, la segunda medición tuvo el valor más alto (-46,4 mV) entre las medidas de las 2 primeras horas, en estas 2 primeras horas se pudo observar una tendencia descendiente que va desde -19,6 a -14,1 mV. A partir de esta segunda hora hasta la tercera hora y media, se pudo observar que existe una tendencia creciente que va de -14,1 a -52,8 mV. Posteriormente, hasta la quinta hora se obtuvo un comportamiento cíclico disminuyendo y aumentando cada 15 minutos con una tendencia general de descenso de -52,8 a -28,2 mV. A partir de la quinta hora hasta la séptima hora, se mantuvo el descenso de estos valores de -28,2 a -12,2 mV para entrar a la octava hora, donde se apreció un aumento de potencial de -12,2 a -20,3 mV. Este comportamiento mostró la inestabilidad que puede tener un filtro biológico sin lombrices.

En el vermifiltro R2 en su capa activa se pudo observar, en la primera media hora un aumento de -19,7 a -50,5 mV. A partir de la segunda hasta la cuarta hora, se pudo observar una tendencia descendiente desde -25,2 a -6,5 mV. Posteriormente, desde esta hora hasta las 5 horas y media se pudo observar una tendencia ascendiente luego se tuvo una tendencia cíclica con aumento y disminución cada

30 minutos hasta completar las 8 horas. Con estos valores se pudo establecer que este vermifiltro R2 tiene una tendencia decreciente durante las 0 a 4 horas y creciente desde las 4 a 8 horas. En la capa media, se pudo evidenciar que entre las 0 a 2 horas hubo un cambio desde la parte positiva a la negativa con valores entre 13,8 a -10,8 mV. Entre las 2 a 3,5 horas se tuvo un paso la parte negativa a la positiva desde con valores entre -10,8 a 9,6 mV. Entre las 3,5 a 4 horas se tuvo un paso del positivo al negativo entre 9,6 a -22,7 mV. Entre las 4 a 5,5 horas existió una tendencia decreciente desde -22,7 a -16,8 mV y a partir de las 5,5 a 8 horas se pudo ver una tendencia decreciente muy baja pasando de 16,8 a 12,7 mV. Este comportamiento sugiere una tendencia cíclica de entre las 0 a 4 horas y a partir de las 4 a 8 horas sugiere una tendencia a estabilizarse.

En el vermifiltro R3 en la capa activa entre las 0 a 1 horas se tuvo un comportamiento ascendiente desde -46,7 a -64,4 mV. Entre las 1 a 4 horas existió un paso importante desde la parte negativa a la parte positiva desde -64,4 a 52,1 mV. Entre las 4 a 6,5 horas se tuvo una tendencia descendiente desde 52,1 a 5,9 mV. Entre las 6,5 a 8 horas se tuvo una tendencia creciente desde 5,9 a 16,4 mV. Los cambios desde zonas negativas a positivas se dieron durante la irrigación, en el tiempo de descanso del filtro se observó una tendencia descendiente pero que no paso a la parte negativa. Estos cambios desde la parte negativa a lo positivo sugieren un mejor ambiente para realizar los procesos de oxigenación (nitrificación y oxidación heterótrofa). En la capa media entre las 0 a 0,5 horas se pudo observar un paso desde la zona positiva a la negativa entre 11,5 a -11,7 mV. Sin embargo, a partir de las 0,5 a 3,5 horas la tendencia paso desde -11,7 a 1,4 mV. Desde las 3,5 a 5 horas el cambio fue desde 1,4 a -15,5 mV y desde la 5 a 8 horas se apreció una tendencia descendiente desde -15,5 a -12 mV, lo que mostro que durante el periodo de 4 horas de irrigación la carga se vuelve positiva disminuyendo las condiciones anóxicas. Mientras que, a partir de la cuarta hora se demoró una hora en estabilizar el vermifiltro puesto que en las 3 últimas horas estos valores tendieron a estabilizarse.

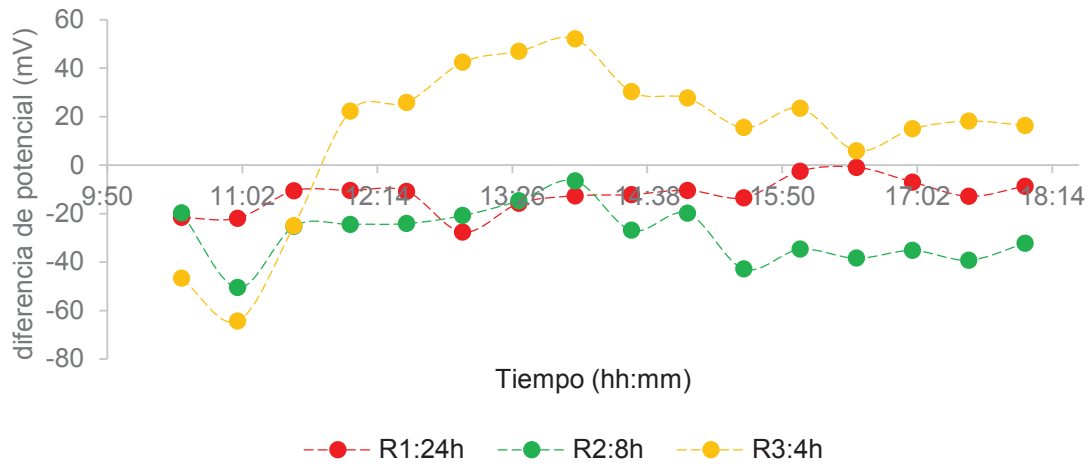
Puesto que la actividad microbiológica en los vermifiltros puede percibirse a través de pequeñas descargas eléctricas que presenten los sistemas biológicos (DeLaune y Reddy, 2005). En la vermifiltración, esta aplicación sólo ha sido reportada en los estudios de Cardoso et al (2011) con instrumentación calibrada. El uso de placas de acero inoxidable en forma preliminar en este estudio, puede reportar diferencias de potencial positivas y negativas en forma alternada (intercambio de ánodo y cátodo) cada vez que empezaba a realizaba una medición diaria. Por tanto, los resultados mostrados corresponden a los que se ajustan en mejor medida al comportamiento de un vermifiltro sometido a caudal intermitente. Para futuras evaluaciones en este tipo de sistemas biológicos, es aconsejable calibrar las mediciones a partir del uso de un electrodo referencial (platino) y el de trabajo (acero inoxidable) y así evitar el error de signo que se pueda dar por la dirección de los electrones entre dos electrodos de un mismo material (DeLaune y Reddy, 2005).

La actividad biológica en el vermifiltro con riego constante (R1) no tuvo cambios significativos durante todo el día debido a que se obtuvo valores negativos, lo que sugiere que este ambiente propicia reacciones bioquímicas de reducción (anaerobias). Además, estos valores tienden a acercarse al cero lo que sugiere que la actividad microbiológica fue disminuyendo con el pasar del tiempo en las 2 capas estudiadas. Mientras que, en el riego intermitente se pudo observar que en R2 (irrigado 8h/d), hubo un aumento de actividad biológica de reducción. Es posible que se puedan propiciar procesos anaeróbicos de biodegradación de materia orgánica y de desnitrificación de nitratos. Sin embargo, en la capa media el proceso de este vermifiltro si se pudo evidenciar momentos de actividad microbiana positiva lo sugiere un insipiente proceso de nitrificación de amonio y oxidación biológica de materia orgánica. Por otro lado, en el R3 (irrigado 4 h/d) en la capa activa se pudo evidenciar que durante la irrigación los valores de actividad biológica pasaron de negativos a la positivos, llegando a su punto más alto al finalizar la irrigación. Mientras que, en el periodo de descanso la actividad biológica fue disminuyendo; sin embargo, esta se mantuvo en la zona positiva. Este comportamiento sugiere que en esta capa predominaron procesos de oxidación (nitrificación y oxidación biológica). En la capa media, existió un predominio de procesos anóxicos que

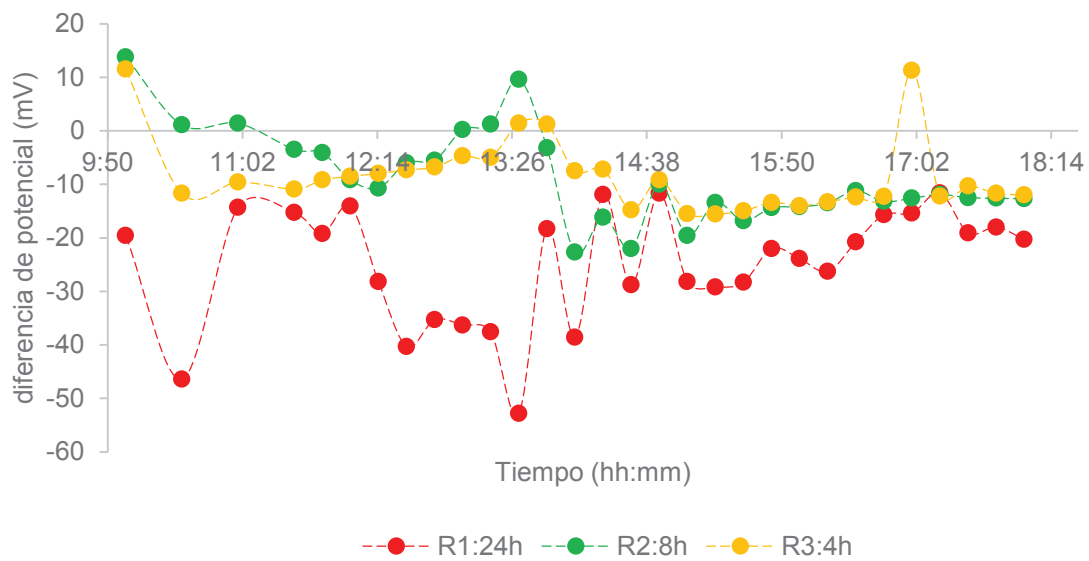
presumiblemente sean de desnitrificación u digestión anaeróbica. Este estudio pudiera sugerir que la capa activa y media se encargan de los procesos de oxidación biológica y digestión anaerobia de la materia orgánica y nitrificación y desnitrificación de nitrógeno. Por lo tanto, la irrigación intermitente si fomentaría estos procesos mejorando con esto la eliminación de nitrógeno que tienen este tipo de tecnologías.

**FIGURA 4-15: ACTIVIDAD BIOLÓGICA REPORTADA MEDIANTE MEDICIONES DE POTENCIAL ÓXIDO-REDUCCIÓN EN LAS PRIMERAS CAPAS DE CADA MODELO EXPERIMENTAL**

a)



b)



a) Capa activa, b) capa media

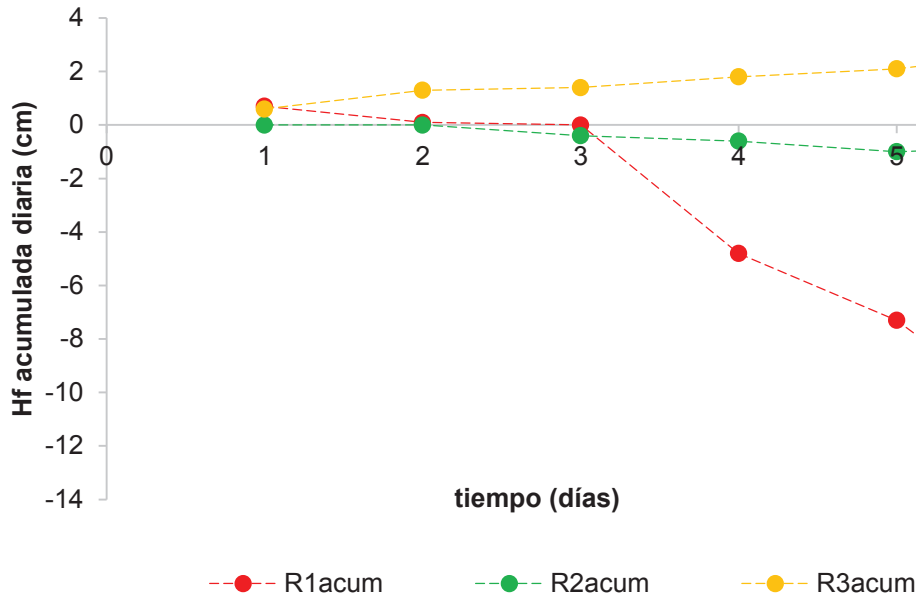
**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

La Figura 4-16 resume el comportamiento de pérdida de carga relacionado con *clogging* en cada modelo experimental.

El vermifiltro que funcionó con riego permanente (R1), presentó pérdidas de carga positiva al inicio de la medición. Conforme paso el tiempo el taponamiento fue evidente debido a que empezó a decaer hasta llegar a cero en el tercer día. A partir de este día se empezó a tener pérdidas de carga acumulada negativa hasta de -11,7 cm. El vermifiltro R2 empezó con 2 valores de cero; sin embargo, a partir del tercer día se apreció el inicio de pérdida de carga con valores de -0,4 cm hasta llegar a un valor de -1,0 cm. Finalmente, la carga acumulada en el sexto día fue de -0,8 cm, debido a que en el transcurso del día sexto día se pudo apreciar pérdidas de carga positiva. El vermifiltro R3, no presentó pérdidas de carga negativa, pero si tuvo pérdidas de carga acumuladas positivas de 2,8 cm. En el último día presentó pérdidas de carga con tendencia ascendente

Por lo tanto, las mejores estrategias de control de *clogging* es usando riego intermitente. Este hecho puede observarse en las tendencias de los vermifiltros R2 y R3, siendo la mejor opción de este estudio el vermifiltro R3 que presenta cargas positivas en toda la operación (90 días) Sin embargo, el *clogging* en el vermifiltro R2 mostró tendencias a pérdidas de carga negativas hasta llegar a un valor de -1,0 cm sólo en el quinto día, condición que fue disminuyendo en el sexto día a -0,8 cm y con la presencia de cargas positivas en este último día. Con este estudio se pudo observar, que el tiempo de riego tiene una relación directa con el aumento del *clogging*.

**FIGURA 4-16: COMPORTAMIENTO DE PÉRDIDA DE CARGA HIDRÁULICA RELACIONADO CON CLOGGING EN CADA MODELO EXPERIMENTAL**



**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

#### **4.3. ESTRATEGIA DE OPERACIÓN ÓPTIMA Y LA ELIMINACIÓN EFECTIVA DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES**

La figura 4-17 resume el comportamiento de la eficiencia de remoción de materia orgánica y nutrientes en relación con la carga orgánica y de nutrientes en distintas estrategias operacionales, a) Eliminación de DQO con respecto a la carga orgánica b) Eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  con respecto a la carga de nitrógeno c) Eliminación de PT con respecto a la carga fósforo total.

El cálculo de la carga orgánica se la realizó de la misma manera que en los trabajos de Cardoso et al (2011 y 2013), la carga orgánica para todos los vermifiltros fue de entre 1,0 – 1,7 kg DQO/m<sup>2</sup>d, la carga de nutrientes fue de 4 – 42 g de  $\text{N-NH}_4^+$ /m<sup>2</sup>d y la carga de fósforo total fue de entre 21 – 89 g PT/m<sup>2</sup>d. El vermifiltro R1 con flujo constante, obtuvo eficiencia de remoción de materia orgánica de 82 – 29 %,

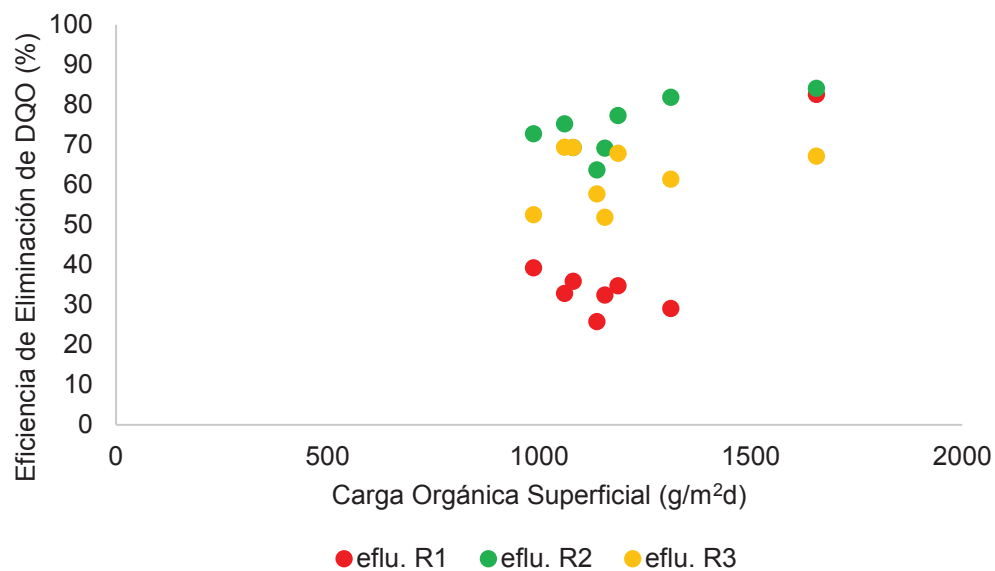


remoción de nitrógeno entre 6 – 27% en las semanas 1, 3, 4 y 7, mientras que para las semanas 2, 5, 6 y 8 mostró un aumento de nitrógeno como amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) entre 4 – 10 % del efluente con respecto al influente y la eficiencia de fósforo total estuvo en rangos de 10 – 15 %, a pesar de que también hubieron aumento de fósforo total de 5% en la séptima semana y de 2% en la octava semana. El vermifiltro R2 (con riego de 8 h/d) obtuvo remociones de materia orgánica de entre 64 – 84 %, la remoción de nitrógeno como amonio fue de 32 – 87 %, sin embargo en la primera semana no hubo remoción sino aumento de nitrógeno en efluente con respecto al influente de 54%, finalmente para fósforo total la remoción fue de entre 6 – 98 %, la remoción de 98% perteneció a la primera semana, posiblemente este valor alto se debe a que en la primera semana la vermifiltración fue causa del inicio de la experimentación y se empezó a estabilizar el vermifiltro a partir de la segunda semana. El vermifiltro R3 (con riego de 4 h/d) la remoción de materia orgánica fue de 52 – 69 %, la remoción de  $\text{N-NH}_4^+$  fue de 27 – 83 % y la remoción de fósforo total fue de entre 8 – 98 %, siendo el valor de 98 % el de la primera semana de experimentación, también se obtuvo un aumento de fósforo total en el efluente de la séptima semana de 22%, probablemente este valor se debió a la presencia de lombrices en la capa activa debido a que en este filtro se apreció una mayor cantidad de lombrices en la capa media.

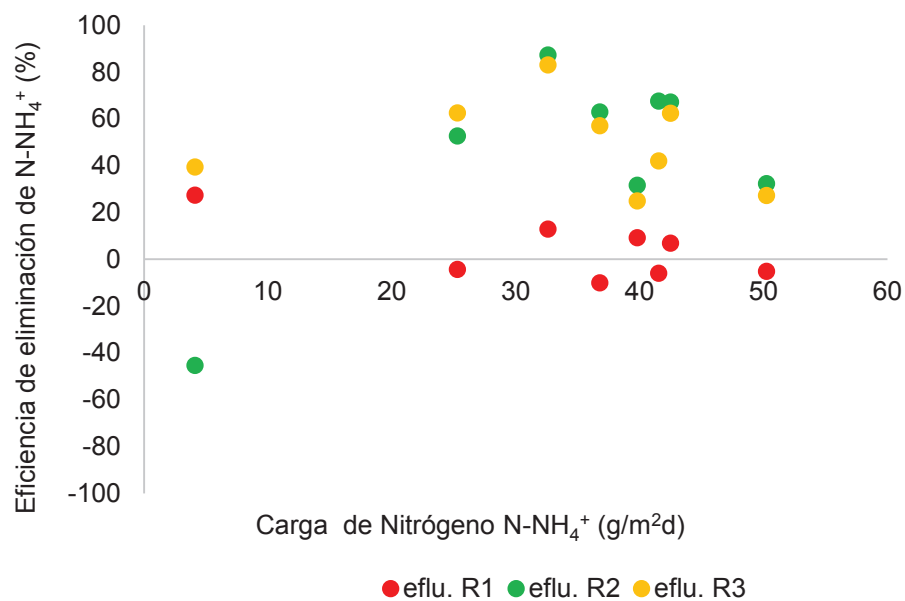
De los 3 vermifiltros se pudo observar que el de mejor eficiencia de remoción fue el vermifiltro R2 (riego intermitente de 8 h/d), esta eficiencia de remoción posiblemente pudo ser efecto de la mayor actividad biológica de las lombrices en la capa activa en este vermifiltro y mayor biomasa microbiana en la capa activa y media de este vermifiltro que se describió anteriormente.

**FIGURA 4-17: EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN RELACIÓN CON LA TASA HIDRÁULICA EN DISTINTOS ESTRATEGIAS OPERACIONALES**

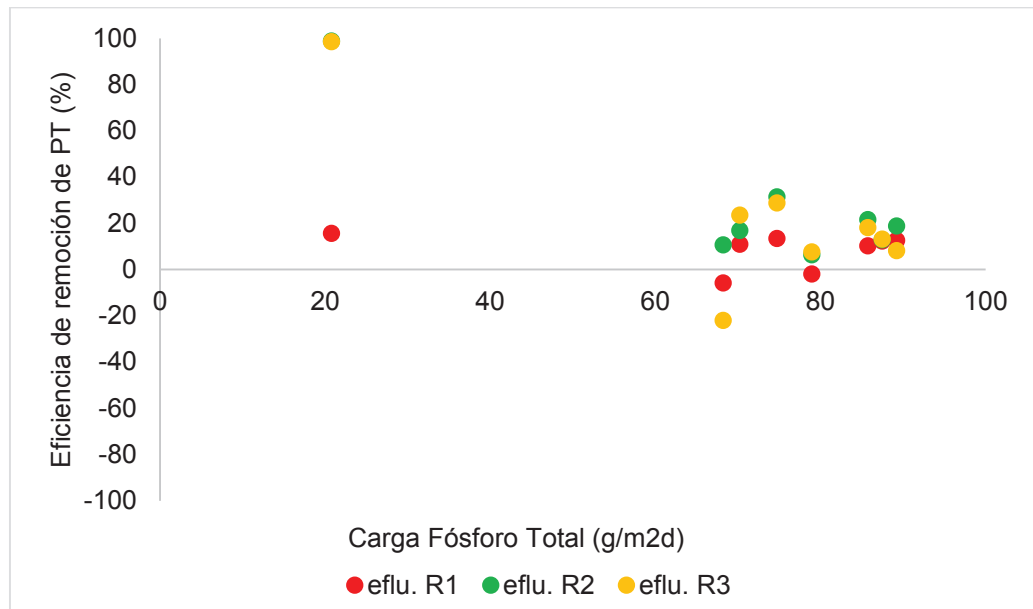
a)



b)



c)



a) Remoción de DQO con respecto a la carga orgánica b) Remoción de  $\text{N-NH}_4^+$  con respecto a la carga de nitrógeno c) Remoción de PT con respecto a la carga fósforo total

En términos de eficiencia de eliminación de materia orgánica medida por la DQO se puede observar que los resultados obtenidos con estrategias de riego intermitente de 8 h/d (R2) en este estudio fueron de 73,6% de eliminación de DQO. Mientras que, los estudios con estrategia operacional de riego constante reportados por Sinha et al (2008) (TH: 0,14  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ ), Cardoso et al (2011) (TH: 0,24  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ ), Manyuchi et al (2013) (TH: 0,4  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ ), Lakshmi et al (2014) (TH: 0,32  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ ) y Vizcaino y Fuentes (2016) fueron de 45%, 57%, 70%, 65% y 64% respectivamente.

Respecto a la eliminación de nutrientes, la estrategia de riego intermitente e 8h/d (R2) demostró que usando la misma tasa hidráulica de 2,5  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$  de Kumar et al, (2014), se puede obtener eliminación de fósforo en un promedio de 27% de fósforo total. Valor muy superior al obtenido por estos autores en donde este parámetro incrementó al 400% en el efluente. Por lo tanto, esto demuestra que los periodos de descanso permiten completar el ciclo del fósforo para su eliminación. Además, cabe recalcar que la altura del vermifiltro utilizado por Kumar et al (2014) fue de 25

cm de altura, lo que probablemente permitió evitar el *clogging* que se presentó en el vermifiltro de tasa constante del presente estudio.

Mediante la obtención de biomasa de este estudio, se pudo corroborar que existe mayor biomasa microbiana cuando incrementa la población de lombrices, como lo corroboran algunos estudios (Lui et al., 2012 y 2013). Además, en dichos trabajos se menciona que esta condición favorece una mayor diversidad de microorganismos y mayor actividad enzimática que mejora la eliminación de materia orgánica. Estas condiciones fueron evidenciadas por las mediciones preliminares de potencial óxido-reducción.

Con respecto al *clogging* la estrategia de riego de 8 h/d (R2) demostró reportar este efecto. No obstante, este puede ser controlable y no mostrar signos negativos dentro de la operación de estos sistemas como intentos de escape de lombrices. Estudios de Li et al (2009) y Kumar et al (2014) con tasas hidráulicas superiores a  $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  reportaron lombrices intentando escapar del filtro, especialmente si el valor asciende a  $3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  o más. Por tanto, la tasa intermitente controlaría este factor.

## CAPÍTULO 5

### 5. CONCLUSIONES

La estrategia de riego intermitente al respecto a riego constante aumenta las eficiencias de eliminación de materia orgánica medida como Demanda Química de Oxígeno (DQO) en un rango de 26,4 a 38,7%, nitrógeno proveniente del amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) en un rango entre 40 a 45% y fósforo total (PT) en un rango entre 13,4 a 16,2%. Esta condición depende de la estrategia de riego que se utilice, siendo la que considera 8h/d de riego la más adecuada. Las eficiencias que se logran bajo esta estrategia de riego son del 73% del DQO, 44,4% de  $\text{N-NH}_4^+$  y 23% del PT.

El control del *clogging* se puede lograr de mejor manera en la estrategia de riego de 4 h/d, que durante 90 días de operación no evidenció signos de pérdida de carga (2,8 cm). Sin embargo, bajo estrategias de riego de 8 h/d, este efecto puede ser mínimo (-0,8 cm) y controlable por el sistema.

Las condiciones ambientales que proporciona la estrategia de riego de 8 h/d en los vermifiltros son más favorables al compararlos con la estrategia de riego de 4 h/d, debido a que existe mayor cantidad de individuos adultos (8 lombrices con clitelio) y una biomasa de 13,2 mg SV/m<sup>2</sup> en la capa activa, reduciendo la invasión de las lombrices en las capas medias y de soporte en busca de alimento y condiciones ambientales favorables para su metabolismo, esto ocurrió en el vermifiltro de riego 4 h/d en el cual las lombrices adultas (con clitelio) se distribuyeron casi homogéneamente entre las tres capas (2 en la CA, 3 en la CM y 2 en la CS), además las condiciones de riego permanente no favorecen las condiciones ambientales para la sobrevivencia de las lombrices, esto se lo puede corroborar a la quinta semana del experimento en la cual las lombrices se escaparon del vermifiltro o murieron en él y su biomasa fue la masa baja (0,1 mg SV/m<sup>2</sup>) en la capa activa.

El vermifiltro con irrigación de 8 h/d demostró ser apropiado para su uso en riego según la normativa ecuatoriana con valores de entre 2,5 a 6,5 mg  $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$  y 0,04 a 0,37 mg  $\text{N-NO}_2^-/\text{L}$ , que son inferiores a los valores estipulados en la norma, la

operación y comportamiento también fue la más eficiente para el desarrollo pleno de las lombrices puesto que este vermifiltro tuvo mayor cantidad de cocones (34 cocones), lombrices pequeñas (11 lombrices) y lombrices adultas (10 individuos) en todo el vermifiltro que los otros 2 vermifiltros, lo que probablemente puede controlar la pérdida de carga acumulada de -0,8 cm que presentó este vermifiltro permitiendo de esta manera el control del *clogging* para que este sistema no colapse.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Aguilera, D. (2004), *Evaluación del Efecto de la Densidad Poblacional Inicial y Dos Ambientes sobre el Crecimiento de la Lombriz Roja Californiana (Eisenia foetida) en la IX Región (Tesis de Pregrado)*, Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile, 76 pp.
- [2] Almeida Naranjo, C. E., Espinoza Montero, P. J., Muñoz Rodríguez, M. I., Villamar Ayala, C. A. (2017). *Hydraulic Retention Time Influence on Improving Flocculation in the Activated Sludge Processes Through Polyelectrolytes*. *Water, Air, & Soil Pollution*,, 228(7), 9 pp.
- [3] American Public Health Association – American Water Works Association – Water Environment Federation, APHA-AWWA-WPCF. (2005). *Standard methods for the examination of water and waste water, 21st edn*. American Public Health Association, Washington, DC, 541 pp.
- [4] Arora, S., Kazmi, A. A. (2015), *The effect of seasonal temperature on pathogen removal efficacy of vermifilter for wastewater treatment*, *Water research*, 74, 88-99.
- [5] Arora, S., Rajpal, A., Kazmi, A. A. (2016), *Antimicrobial activity of bacterial community for removal of pathogens during vermifiltration*, *Journal of Environmental Engineering*, 142(5), 04016012-1- 04016012-10.
- [6] Arora, S., Rajpal, A., Bhargava, R., Pruthi, V., Bhatia, A., Kazmi, A. A. (2014b), *Antibacterial and enzymatic activity of microbial community during wastewater treatment by pilot scale vermifiltration system*, *Bioresource Technology*, 166, 132-141.

- [7] Arora, S., Rajpal, A., Kumar, T., Bhargava, R., Kazmi, A. A. (2014a), *Pathogen removal during wastewater treatment by vermifiltration, Environmental technology*, 35(19), 2493-2499.
- [8] Bajsa, O., Nair, J., Mathew, K., Ho, G. E. (2003), *Vermiculture as a tool for domestic wastewater management, Water Science and Technology*, 48(11), 125-132.
- [9] Baraña, P., Tapia, L. (2004), *tratamiento de las aguas servidas: situación en chile, Revista Ciencia & Trabajo*(13), 111-117.
- [10] Baumgartner, R. (2013), *Developing a testing protocol for Vermifiltration-based onsite Wastewater Treatment Systems. (VOWTS)*, 60pp.
- [11] Bhattacharya, S. S., Chattopadhyay, G. N. (2002), *Increasing bioavailability of phosphorus from fly ash through vermicomposting, Journal of environmental quality*, 31(6), 2116-2119.
- [12] Bloom, D. E., Canning, D. (2006), *Subidas, caídas y ecos: la explosión demográfica más grande de la historia afecta al desarrollo mundial, Finanzas y desarrollo: publicación trimestral del Fondo Monetario Internacional y del Banco Mundial*, 43(3), 8-13.
- [13] Bravo-Varas, A. (1996), *Técnicas y aplicaciones del cultivo de la lombriz Roja Californiana. Eisenia foetida*. 8 pp.
- [14] Cardoso Vigueros, L., Ramírez Camperos, E., Garzón Zúñiga, M. A. (2011), *Vermifiltración para tratamiento de aguas residuales industriales y municipales TC-1107 Informe final, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México, México*, 202 pp.



- [15] Cardoso-Vigueros, L., Ramírez-Camperos, E., Garzón-Zúñiga, M. (2013), *Evaluación de un vermifiltro piloto para el tratamiento de aguas residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*, 33 - 44.
- [16] Castillo, S., Adolfo, G. (2016), *Eliminación de nutrientes mediante tratamientos biopelícula: corrientes actuales y necesidades de investigación (Tesis Doctoral). Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España*, 321 pp.
- [17] Da Cámara, L., Hernández, M., Paz, L., Gómez, M. G. (2014), *Manual de diseño para plantas de tratamiento de aguas residuales alimenticias*, 11 pp.
- [18] DeLaune, R. D., Reddy, K. R. (2005), *Redox potential. Encyclopedia of Soils in the Environment*, 3, 366-371.
- [19] Domínguez, J., Gómez-Brandón, M. (2010), *Ciclos de vida de las lombrices de tierra aptas para el vermicompostaje. Acta zoológica mexicana*, 26(SPE. 2), 309-320.
- [20] Edwards, C. (1988). *Breakdown of animal, vegetable and industrial organic wastes by earthworms. In: Edwards CA, Neuhauser, E. F. (eds) Earthworms in waste and environmental management, The Hague, The Netherlands*, 21-31.
- [21] FAO, O. D. (2016). *AQUASTAT*, (Revisado: diciembre, 2016, de <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/?lang=es>)
- [22] Fernandez, J., De Miguel, E., De Miguel, J., Curt, M. (2000), *Manual de fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación. Coordinada per Jesús Fernández González. (Revisado: diciembre, 2016, de Proyecto Life: <http://www.fundacionglobalnature.org/macrophytes/macrophytes.html>)*

- [23] Galarza Delgado, K. A. (2015), *Saneamiento ambiental descentralizado en zonas periurbanas y rurales de la Sierra y Amazonía del Ecuador, una revisión*, Universidad de Cuenca (Tesis de Pregrado), Cuenca, Ecuador, 81 pp.
- [24] Gunadi, B., Edwards, C. A., Blount IV, C. (2003). *The influence of different moisture levels on the growth, fecundity and survival of Eisenia fetida (Savigny) in cattle and pig manure solids*. *European journal of Soil biology*, 39(1), 19-24.
- [25] Guzman, M. (2004). *Estudio de factibilidad de la aplicación del sistema toha en la planta de tratamiento de aguas servidas de Valdivia* (Tesis de Pregrado), Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile, 202 pp.
- [26] Hait, S., Tare, V. (2011), *Vermistabilization of primary sewage sludge*. *Bioresource technology*, 102(3), 2812-2820.
- [27] Hernández, Y. (2005), *Anteproyecto de construcción para aplicación de Lombricultura al tratamiento de planta Llau-Llao de Salmonera Invertec SA* (Tesis de Pregrado). Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile, 189 pp.
- [28] Huaraca Hurara, M. R. (2015), *Estudio de factibilidad para el cambio de tasa constante a tasa declinante en el sistema de filtración de la planta de tratamiento de Puengasí* (Tesis de Pregrado). Escuela Politécnica Nacional, Quito D.M., Ecuador, 123 pp
- [29] Hughes, R. J., Nair, J., Ho, G. (2008), *The toxicity of ammonia/ammonium to the vermifiltration wastewater treatment process*. *Water Science and Technology*, 58(6), 1215-1220.

- [30] Hughes, R., Nair, J., Mathew, K., Ho, G. (2007), *Toxicity of domestic wastewater pH to key species within an innovative decentralised vermifiltration system*. *Water Science and Technology*, 55(7), 211-218.
- [31] Instituto Ecuatoriano de Estadísticas y Censos, INEC, I. N. (2016). *Base de datos ambientales*. Recuperado el diciembre de 2016, de <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/vdatos/>
- [32] Instituto Ecuatoriano de Normalización, INEN. (1998). *Norma técnica ecuatoriana nte inen 2 169:98 agua. calidad del agua. muestreo. manejo y conservación de muestras. primera edición*, Quito D.M., Ecuador, 25 pp.
- [33] Instituto Ecuatoriano de Normalización, INEN. (1998). *Norma técnica ecuatoriana nte inen 2 176:1998 agua. calidad del agua. muestreo. técnicas de muestreo. primera edición*, Quito D.M., Ecuador, 17 pp.
- [34] Jara, P. A. (2014), *Aprovechamiento de lodos residuales para cerrar el ciclo urbano del agua, mejorar la eficiencia energética y reducir los gei: caso de la PITAR Nuevo Laredo, (Tesis de Pregrado) Universidad Nacional Autónoma de México, Monterrey, Nuevo León, México*. 103 pp.
- [35] Krishnasamy, K., Nair, J., Hughes, R. J. (2013), *Vermifiltration systems for liquid waste management: a review*. *International Journal of Environment and Waste Management*, 12(4), 382-396.
- [36] Kumar, T., Bhargava, R., Prasad, K. H., Pruthi, V. (2015), *Evaluation of vermifiltration process using natural ingredients for effective wastewater treatment*. *Ecological Engineering*, 75, 370-377.

- [37] Kumar, T., Rajpal, A., Bhargava, R., Prasad, K. H. (2014), *Performance evaluation of vermifilter at different hydraulic loading rate using river bed material. Ecological Engineering, 62, 77- 82.*
- [38] Lakshmi, C., Ranjitha, J., Vijayalakshmi, S. (2014), *Waste water treatment using vermifiltration Technique at institutional level. International Journal of Advanced Scientific and Technical Research, 4(1), 581-590.*
- [39] Laws, J. E. (2003), *Evaluación ambiental del sistema TOHA en la remoción de Salmonella en aguas servidas (Magister en Gestión y Planificación Ambiental). Universidad de Chile, Santiago, Chile, 92 pp.*
- [40] Li, X., Xing, M., Yang, J., Lu, Y. (2013), *Properties of biofilm in a vermifiltration system for domestic wastewater sludge stabilization. Chemical engineering journal, 223, 932-943.*
- [41] Li, Y. S., Xiao, Y. Q., Qiu, J. P., Dai, Y. Q., Robin, P. (2009), *Continuous village sewage treatment by vermifiltration and activated sludge process. Water Science and Technology, 60(11), 3001-3010.*
- [42] Liu, J., Lu, Z., Yang, J., Xing, M., Yu, F., Guo, M. (2012), *Effect of earthworms on the performance and microbial communities of excess sludge treatment process in vermifilter. Bioresource technology, 117, 214-221.*
- [43] Liu, J., Lu, Z., Zhang, J., Meiyang, X., Yang, J. (2013), *Phylogenetic characterization of microbial communities in a full-scale. Ecological Engineering, 61, 100-109.*
- [44] López, I., Passeggi, M., Borzacconi, L., Fuentes, I., Lieberman, L. (2004), *Transformación de un tanque Imhoff en reactor anaerobio para tratamiento de efluente de maltería sobre la base de una experiencia piloto,*

*Memorias del XXIX Congreso de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS) (Vol. 22). 10 pp.*

- [45] Lourenço, N., Nunes, L. M. (2017a), *Is filter packing important in a small-scale vermifiltration process of urban wastewater? International Journal of Environmental Science and Technology*, 1-12.
- [46] Lourenço, N., Nunes, L. M. (2017b), *Optimization of a vermifiltration process for treating urban wastewater. Ecological Engineering*, 100, 138-146.
- [47] Ministerio del Ambiente, MAE, M. D. (2015), *Texto Unificado De Legislación Secundaria Libro VI Anexo 1: Norma De Calidad Ambiental Y De Descarga De Efluentes Al Recurso Agua; reforma 2015*, 7 - 25.
- [48] Manyuchi, M. M., Kadzungura, L., Boka, S. (2013), *Vermifiltration of Sewage Wastewater for Potential Use in Irrigation Purposes Using Eisenia fetida Earthworms. World Academy of Science, Engineering and Technology*, 78, 538-542.
- [49] Mateo-Sagasta, J., Raschid-Sally, L., Thebo, A. (2015), *Global wastewater and sludge production, treatment and use. In Wastewater*, 15-38.
- [50] Mendieta Bravo, J. S. (2012), *Tratabilidad de las aguas residuales industriales de una empacadora de camarón en la degradación de la materia orgánica mediante la adaptación y aplicación de lombrices acuáticas. (Tesis de Maestría). Universidad de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador, 122 pp.*

- [51] Mendoza Gómez, L. (2008), *Manual de lombricultura (Secretaría de Educacion Pública, Colegio de Estudios Científicos y Tecnológicos del estado de Chiapas), Chiapas, México, 39 pp*
- [52] Metcalf y Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, and Reuse. New York, USA: McGraw-Hill, 1205 pp.*
- [53] Miranda, P. I. (2005), *Sistema tohá; una alternativa ecológica para el tratamiento de aguas residuales en sectores rurales (Tesis de Pregrado). Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile, 117 pp.*
- [54] Misal, N., Mohite, M. N. (2017), *Community Wastewater Treatment By Using Vermifiltration Technique. International Journal of Engineering, 10(1), 3 pp.*
- [55] Molina Amores, Y. E. (2016). *Tratamiento biológico de aguas residuales del laboratorio de investigación, análisis y monitoreo IAM-Q de la secretaria del ambiente del DMQ (Tesis de Pregrado). Universidad Politécnica Salesiana, Quito D. M., Ecuador, 73.*
- [56] Motter, O. F., Kiehl, E. J., Kawai, H., Medel, L. E., Yoshimoto, H. (1987). *utilização de Minhocas na Produção de Composto Orgânico. (Série Manuais / Secretaria do Meio Ambiente, ISSN 0103-2623-CETESB), São Paulo, Brazil, 8 pp.*
- [57] Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P., Hernández-Padilla, F. (2012), *Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. Clean–Soil, Air, Water, 40(9), 926-932.*

- [58] Orozco, R. (2015), *Las aguas residuales y su incidencia en la condición sanitaria de los habitantes del caserío Tiugua de la parroquia de Pishilata del cantón Ambato de la provincia de Tungurahua (Tesis de Pregrado)*, Universidad Técnica de Ambato, Ambato, Ecuador, 293 pp.
- [59] Ortiz, G., Villamar, C. A., Vidal, G. (2014). *Odor from anaerobic digestion of swine slurry: influence of pH, temperature and organic loading*. *Scientia Agricola*, 71 (6), 443-450.
- [60] Reyes-Lara, S., Reyes-Mazzoco, R. (2009), *Efecto de las cargas hidráulica y orgánica sobre la remoción masica de un empaque estructurado en un filtro percolador*. *Revista mexicana de ingeniería química*, 8(1), 101-109.
- [61] Ruz & Vukasovic Ingenieros Asociados Ltda. (2006). *Declaración de impacto ambiental manejo de riles para grupo de engorda de cerdos plantel La Lechería Agrícola Super LTDA, Provincia Cachapoal, Chile*, 55 pp.
- [62] Salvador, R., Aragües, R. (2013), *Estado de la cuestión del riego por goteo enterrado: Diseño, manejo, mantenimiento y control de la salinidad del suelo*. *ITEA, información técnica económica agraria: revista de la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA)*(4), 395-407.
- [63] Sartori, M. A. (2010), *Desempenho de vermifiltros no tratamento de esgoto doméstico em pequenas comunidades, (Tesis de posgrado)*, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil,. 95 pp.
- [64] Secretaria Nacional de Planificación y Desarrollo, SENPLADES, S. N. (2014). *Agua potable y alcantarillado para erradicar la pobreza en el Ecuador*, Quito D. M., Ecuador 8, 9 pp.

- [65] Sinha, R. K., Bharambe, G., Bapat, P. (2007), *Removal of high BOD and COD loadings of primary liquid waste products from dairy industry by vermifiltration technology using earthworms. Indian Journal of Environmental Protection. Indian Journal of Environmental Protection, 27(6), 486-501.*
- [66] Sinha, R. K., Bharambe, G., 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. The Environmentalist, 28(4), 409-420.*
- [67] Sinha, R. K., Herat, S., Agarwal, S., Asadi, R., Carretero, E. (2002), *Vermiculture and waste management: study of action of earthworms *Elsinia foetida*, *Eudrilus euginae* and *Perionyx excavatus* on biodegradation of some community wastes in India and Australia. The Environmentalist, 22(3), 261-268.*
- [68] Suárez, J., Jácome, A. (2007), *Eliminación de fósforo en los procesos de depuración de aguas residuales (Universidad de Coruña), Coruña, España, 19 pp.*
- [69] Taylor, M., Clarke, W. P., Greenfield, P. F. (2003), *The treatment of domestic wastewater using small-scale vermicompost filter beds. Ecological Engineering, 21(2), 197-203.*
- [70] Tchobanoglous, G., Burton, F. L. (1991), *Wastewater engineering Treatment and Reuse (4ta ed.). New York, USA: Metcalf & Eddy, McGraw-Hill. 25 pp.*



- [71] Velasco Andrade, V. G. (2015), *Vermifiltros para el tratamiento de aguas residuales (Tesis de Pregrado)*. Universidad de las Americas (UDLA), Quito D. M., Ecuador, 138 pp.
- [72] Vera, I. (2012), *Analisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas ( Tesis Doctoral)*, Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 27 - 32.
- [73] Vera, I., Jorquera, C., López, D., Vidal, G. (2016), *Humedales construidos para tratamiento y reúso de aguas servidas en Chile: reflexiones*. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(3), 19 – 35.
- [74] Villamar, C. A., Rivera, D., Neubauer, M. E., Vidal, G. (2015), *Nitrogen and phosphorus distribution in a constructed wetland fed with treated swine slurry from an anaerobic lagoon*. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 50(1), 60-71.
- [75] Vizcaíno Mendoza, L., Fuentes Molina, N. (2016), *Efectos de Eisenia foetida y Eichhornia crassipes en la remoción de materia orgánica, nutrientes y coliformes en efluentes domésticos*. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 19(1), 189-198.
- [76] Wang, L., Guo, F., Zheng, Z., Luo, X., Zhang, J. (2011), *Enhancement of rural domestic sewage treatment performance, and assessment of microbial community diversity and structure using tower vermifiltration*. *Bioresource technology*, 102(20), 9462-9470.
- [77] Wu, G., Zheng, D., Xing, L. (2014), *Nitrification and N<sub>2</sub>O emission in a denitrification and nitrification two-sludge system treating high ammonium containing wastewater*. *Water*, 6(10), 2978-2992.

- [78] Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Liu, H. (2015), *A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. Bioresource technology*, 175, 594-601.
- [79] Xing, M., Li, X., Yang, J., Lv, B., 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.
- [80] Zamora, F. R., Guevara, N. J., Rodríguez, D. G., Colina, H. J. (2008), *Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la planicie de Coro, Estado Falcón. Bioagro*, 20(3), 193-199.
- [81] Zhao, C., Xing, M., Yang, J., Lu, Y., Lv, B. (2014), *Microbial community structure and metabolic property of biofilms in vermifiltration for liquid-state sludge stabilization using PLFA profiles. Bioresource technology*, 151, 340-346.
- [82] Zhao, L., Wang, Y., Yang, J., Xing, M., Li, X., Yi, D., Deng, D. (2010), *Earthworm–microorganism interactions: a strategy to stabilize domestic wastewater sludge. Water research*, 44(8), 2572-2582.
- [83] Zhao, Y. J., Yan, C., Li, Y. L., Li, J. H., Yang, M. N., Zheng, Z., Luo, X. Z. (2012), *Effect of C/N ratios on the performance of earthworm eco-filter for treatment of synthetics domestic sewage. Environmental Science and Pollution Research*, 19(9), 4049-5059

## **ANEXOS**

## ANEXO 1: MATERIALES, TAMAÑOS, ALTURAS Y DIMENSIONES DEL VERMIFILTRO

Referencia	Capas	Composición			Dimensiones			
		Material	tamaño (D=mm)	altura (m)	área (m <sup>2</sup> )	altura (m)		
1	activa	grava+vermicomposta	0,6 - 0,8	0,3	0,075	0,55		
	media	Arena	1,0 - 2,0	0,1				
	soporte	grava gruesa	12,0 - 14,0	0,15				
	activa	Vermicomposta	0,6 - 0,8	0,2				
	media	Arena	1,0 - 2,0	0,15				
2	soporte	grava: fina(15cm) y gruesa(15cm)	6,0 - 8,0 ; 10,0 - 12,0	0,3	0,32	0,65		
	capa activa	Aserrín		0,3				
	capa media	Arena		0,02				
	capa soporte	Grava		0,1			0,42	
	capa activa	Vermicomposta		0,05				
3	capa media	material de río(10cm) y arena(5cm)	6,0 - 8,0 ; 1,0 - 2,0	0,15	0,05	0,25		
	capa soporte	Grava	10,0 - 12,5	0,05				
	capa activa	Vermicomposta		0,1				
	capa media	diferentes materiales(5cm) y arena(5cm)	6,0 - 8,0 ; 2,0 - 4,0	0,1				
	capa soporte	Grava	10,0 - 12,5	0,05			0,05	0,25
capa activa	tierra+aserrín+estiercol vaca		0,1					
4	capa media	arena+agregados	<5	0,1	0,05	0,25		
	capa soporte	grava fina(10cm) y gruesa(10cm)	10,0 - 16,0 ; 16,0 - 20,0	0,2			0,13	0,4
	capa activa	aserrín, paja y césped		0,3				
	capa media	mezcla paja y aserrín grueso		0,4				
	capa soporte	cuarzo fino(20cm) y grueso(10cm)	10,0 - 15,0 ; 20,0 - 40,0	0,3			10	1
capa activa	tierra de jardín		0,15					
5	capa media	mezcla arena + grava pequeña		0,25	0,13	0,4		
	capa soporte	grava fina(20cm) y gruesa(20cm)	30,0 - 50,0 ; 70,0 - 80,0	0,4			0,8	

	capa activa	Aserrín o viruta		0,25		
	capa media	ripio o grava		0,25		
9	capa soporte	Bolones		0,25		0,75
	capa activa	Tierra		0,1		
	capa media	mezcla grava y arena	10,0 - 12,0 ; >2,0	0,2		
10	capa soporte	grava fina(25cm) gruesa(25cm)	y 35,0 - 45,0 ; >75,0	0,5	1	0,8
	capa activa	Tierra		0,1		
	capa media	mezcla grava y arena	10,0 - 12,0 ; >2,0	0,2		
11	capa soporte	grava fina(25cm) gruesa(25cm)	y 35,0 - 45,0 ; >75,0	0,5	1	0,8
	capa activa	Aserrín		0,35		
	capa media	arena+grava(5cm) ceramsite(10cm)	y <5,0 ; 20,0 - 40,0	0,15		
12	capa soporte	Grava	35,0 - 45,0	0,03	0,09	0,53
	capa activa	aserrín, paja y hojarasca		0,7		
	capa media					
13	capa soporte	piso flotante		0,3	12,5	1
	capa activa	fibra de coco		0,08		
	capa media	Arena		0,16		
14	capa soporte	grava fina(20cm) gruesa(20cm)	y 10,0 - 12,0 ; 35,0 - 45,0	0,4	0,031	0,64
	capa activa	Viruta		0,6		
	capa media					
15	capa soporte	Bolones		0,2	2250	0,8
	capa activa	gránulos cerámica	10,0 - 20,0	1		
	capa media					
16	capa soporte				0,03	1
	capa activa	Viruta		0,145		
	capa media					
17	capa soporte				0,027	0,145

	capa activa	Vermicomposta	5,0 - 10,0	0,2		
	capa media	piedra volcánica (Tezontle rojo)	12,7 - 25,0	0,34		
18	capa soporte	Grava	6,3 - 12,7	0,29	0,238	0,83
	capa activa	Vermicomposta	5,0 - 10,0	0,45		
	capa media	piedra volcánica (Tezontle rojo)	12,7 - 25,0	0,5		
19	capa soporte	Grava		0,18	0,238	1,13
	capa activa	aserrín		0,7		
	capa media	Grava				
20	capa soporte	Bolones		0,3	850	1
	capa activa	Aserrín		0,2		
	capa media	grava fina		0,15		
21	capa soporte	grava gruesa	50,0	0,15	0,25	0,5
	capa activa	Vermicomposta		0,5		
	capa media					
22	capa soporte				0,049	0,5
	capa activa	bagazo de caña de azúcar	5,0 - 8,0	0,6		
	capa media					
23	capa soporte	Grava		0,2		0,8

**Fuente:** Taylor et al (2003)-22; Miranda (2005)-9; Hernandez (2005)-20; Ruz & Vukasovic Ltda. (2006)-15; Sinha et al (2007)-10; (2008)-11; Li et al (2008)-13; Li et al (2009)-7; Sartori (2010)-23; Cardoso et al (2011)-18; Mendieta (2012)-17; Xing et al (2012)-16; Zhao et al (2012)-12; Cardoso et al (2013)-19; Krishnasamy et al (2013)-3; Manyuchi et al (2013)-8; Arora et al (2014a)-1; (2014b)-2; Kumar et al (2014)-4; Lakshmi et al (2014)-6; Kumar et al (2015)-5; Velasco (2015)-14; Vizcaino y Fuentes (2016)-21

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

## ANEXO 2: DATOS DE CAUDAL Y TASA HIDRÁULICA RECOGIDOS IN SITU

FECHA	Hora	R1= 24H		R2= 8H		R3= 4H	
		Q cm <sup>3</sup> /min	TH m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d	Q cm <sup>3</sup> /min	TH m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d	Q cm <sup>3</sup> /min	TH m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d
27/02/2017	9.30	4,63	2,36	4,77	2,43	4,76	2,43
	11.00	4,52	2,30	4,75	2,42	4,89	2,49
28/02/2017	9.30	5,20	2,65	4,86	2,48	4,90	2,50
	11.00	4,57	2,33	4,77	2,43	4,43	2,26
01/03/2017	9.30	5,00	2,55	4,72	2,40	4,71	2,40
	11.00	4,23	2,15	4,26	2,17	4,36	2,22
	17.30	3,98	2,03	3,64	1,85		
02/03/2017	9.30	5,23	2,66	5,04	2,57	4,93	2,51
	11.00	5,63	2,87	4,87	2,48	4,57	2,33
03/03/2017	9.30	5,20	2,65	4,84	2,46	4,86	2,48
	11.00	4,24	2,16	4,30	2,19	4,36	2,22
	17.30	3,75	1,91	3,83	1,95		
06/03/2017	9.30	4,78	2,44	4,51	2,30	4,46	2,27
	13:30	4,93	2,51	4,95	2,52	4,50	2,29
	17:30	5,41	2,75	5,78	2,94		
07/03/2017	9.30	6,15	3,13	6,04	3,07	6,68	3,40
	13:30	6,61	3,37	6,26	3,19	6,45	3,29
	17:30	6,11	3,11	5,91	3,01		
08/03/2017	9.30	4,64	2,37	4,32	2,20	4,39	2,23
	13:30	5,11	2,60	5,05	2,57	5,03	2,56
	17:30	5,31	2,70	5,85	2,98		
09/03/2017	9.30	5,45	2,78	5,31	2,70	4,93	2,51
	13:30	5,46	2,78	5,33	2,71	4,93	2,51
	17:30	5,42	2,76	5,34	2,72		
10/03/2017	9.30	4,44	2,26	4,90	2,50	4,39	2,24
	13:30	4,61	2,35	4,80	2,44	4,42	2,25
	17:30	4,75	2,42	5,08	2,59		
13/03/2017	9.30	5,29	2,69	5,61	2,86	5,92	3,02
	13:30	4,42	2,25	4,05	2,06	5,13	2,61
	17:30	4,93	2,51	4,39	2,23		
14/03/2017	9.30	5,08	2,59	5,07	2,58	5,20	2,65
	13:30	4,32	2,20	5,08	2,59	5,17	2,63
	17:30	4,89	2,49	4,97	2,53		
15/03/2017	9.30	5,95	3,03	4,71	2,40	5,96	3,03
	13:30	5,26	2,68	4,80	2,44	4,93	2,51
	17:30	5,04	2,57	4,86	2,48		
16/03/2017	9.30	4,96	2,53	4,75	2,42	4,75	2,42
	13:30	5,13	2,61	3,76	1,91	3,69	1,88

	17:30	3,96	2,02	4,86	2,48		
17/03/2017	9:30	5,20	2,65	4,99	2,54	5,65	2,88
	13:30	5,08	2,59	4,94	2,52	4,75	2,42
	17:30	4,59	2,34	5,17	2,63		
20/03/2017	9:30	5,14	2,62	4,59	2,34	5,12	2,61
	13:30	4,96	2,53	5,24	2,67	4,98	2,54
	17:30	4,84	2,47	6,86	3,50		
21/03/2017	9:30	4,55	2,32	5,08	2,59	5,35	2,73
	13:30	4,72	2,40	4,55	2,31	4,89	2,49
	17:30	4,42	2,25	4,40	2,24		
22/03/2017	9:30	4,93	2,51	4,61	2,35	4,93	2,51
	13:30	4,51	2,30	4,67	2,38	4,98	2,54
	17:30	4,75	2,42	4,80	2,44		
23/03/2017	9:30	4,69	2,39	4,65	2,37	4,88	2,48
	13:30	4,77	2,43	4,69	2,39	4,82	2,45
	17:30	4,31	2,20	4,73	2,41		
24/03/2017	9:30	4,72	2,41	4,64	2,36	4,83	2,46
	13:30	5,00	2,55	5,21	2,65	4,81	2,45
	17:30	4,92	2,50	5,11	2,60		
27/03/2017	9:30	5,01	2,55	4,85	2,47	4,96	2,53
	13:30	4,48	2,28	4,71	2,40	5,29	2,69
	17:30	4,44	2,26	4,57	2,33		
28/03/2017	9:30	5,01	2,55	4,85	2,47	4,98	2,54
	13:30	4,76	2,42	4,63	2,36	6,01	3,06
	17:30	4,61	2,35	5,31	2,70		
29/03/2017	9:30	4,13	2,10	4,62	2,35	5,00	2,55
	13:30	4,91	2,50	4,93	2,51	4,93	2,51
	17:30	4,76	2,42	4,59	2,34		
30/03/2017	9:30	5,13	2,61	4,93	2,51	4,95	2,52
	13:30	4,99	2,54	5,04	2,57	4,68	2,39
	17:30	4,75	2,42	4,13	2,10		
31/03/2017	9:30	4,80	2,44	4,85	2,47	5,15	2,63
	13:30	4,95	2,52	4,69	2,39	4,77	2,43
	17:30	4,64	2,36	4,79	2,44		
03/04/2017	9:30	4,93	2,51	4,94	2,52	5,04	2,57
	13:30	4,40	2,24	4,71	2,40	4,69	2,39
	17:30	4,72	2,41	4,86	2,47		
04/04/2017	9:30	4,77	2,43	4,90	2,49	4,80	2,44
	13:30	4,75	2,42	4,86	2,48	4,98	2,53
	17:30	4,65	2,37	4,21	2,15		
05/04/2017	9:30	4,21	2,14	4,98	2,54	4,87	2,48
	13:30	4,59	2,34	4,59	2,34	4,38	2,23
	17:30	4,46	2,27	4,45	2,27		
06/04/2017	9:30	5,04	2,57	4,97	2,53	4,88	2,49
	13:30	4,69	2,39	5,27	2,69	3,57	1,82



	17:30	5,08	2,59	4,45	2,27		
07/04/2017	9.30	5,18	2,64	5,24	2,67	5,00	2,55
	13:30	5,12	2,61	4,97	2,53	4,26	2,17
	17:30	4,28	2,18	4,37	2,22		
10/04/2017	9.30	4,55	2,32	4,71	2,40	4,75	2,42
	13:30	4,75	2,42	4,80	2,45	4,19	2,13
	17:30	4,53	2,31	3,95	2,01		
11/04/2017	9.30	4,79	2,44	4,88	2,49	4,72	2,40
	13:30	4,67	2,38	4,84	2,47	4,46	2,27
	17:30	4,89	2,49	5,57	2,84		
12/04/2017	9.30	4,75	2,42	5,07	2,58	4,84	2,46
	13:30	5,04	2,57	4,81	2,45	4,35	2,22
	17:30	4,85	2,47	4,09	2,08		
13/04/2017	9.30	4,97	2,53	4,99	2,54	5,02	2,55
	13:30	5,08	2,59	5,54	2,82	5,20	2,65
	17:30	4,45	2,27	4,69	2,39		
14/04/2017	9.30	4,86	2,47	4,92	2,51	5,00	2,55
	13:30	4,78	2,43	4,78	2,43	4,75	2,42
	17:30	4,95	2,52	4,67	2,38		
17/04/2017	9.30	4,79	2,44	4,89	2,49	4,98	2,53
	13:30	4,81	2,45	4,90	2,50	4,57	2,33
	17:30	4,67	2,38	4,45	2,27		
18/04/2017	9.30	4,71	2,40	5,02	2,55	4,94	2,52
	13:30	5,03	2,56	5,00	2,55	4,40	2,24
	17:30	4,69	2,39	4,29	2,18		
19/04/2017	9.30	4,98	2,54	4,88	2,49	4,89	2,49
	13:30	4,49	2,29	4,66	2,37	4,06	2,07
	17:30	4,43	2,26	4,63	2,36		
20/04/2017	9.30	4,73	2,41	4,85	2,47	5,04	2,57
	13:30	6,07	3,09	6,19	3,15	6,17	3,14
	17:30	6,03	3,07	3,87	1,97		
21/04/2017	9.30	4,79	2,44	4,86	2,47	4,87	2,48
	13:30	3,96	2,02	4,56	2,32	4,29	2,19
	17:30	4,84	2,46	4,99	2,54		
	MEDIA	4,85	2,47	4,85	2,47	4,88	2,49
	MIN	3,75	1,91	3,64	1,85	3,57	1,82
	MAX	6,61	3,37	6,86	3,50	6,68	3,40

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

## ANEXO 3: MEDIDAS DE CONTROL TEMPERATURA, pH Y HUMEDAD

Fecha	Hora	T °C	R1 pH	H %	T °C	R2 pH	H %	T °C	R3 pH	H %	ARS pH influente	ARS pH Salida
27/02/2017	9:30											
	13:30	15	7,4		15	7,6		15	7,7		7,2	
	17:30	15	7,6		15	7,6		15	7,4		7,6	
28/02/2017	9:30	16	7,3		16	7,6		16	7,6			
	13:30	16	7,7		16	7,6		16	7,4		7,9	
	17:30	16	7,4		16	7,6		16	7,5		7,9	
01/03/2017	9:30	15	7,7		15	7,6		15	7,5		6,9	
	13:30											
	17:30	15	7,3		15	7,5		15	7,2		6,8	6,9
02/03/2017	9:30	16	7,5		16	7,6		16	7,6		6,6	6,9
	13:30	15	7,2		15	7,3		15	7,4		6,9	6,9
	17:30	16	7,4		16	7,4		16	7,5		7	7,1
03/03/2017	9:30	16	7,7		16	7,6		16	7,5		7,4	7,3
	13:30											
	17:30	16,5	7,3		16	7,6		16	7,8		6,9	7
04/03/2017	9:30	16	7,6		16	7,9		16	7,8		7,3	7,6
06/03/2017	9:30	16	7,5		16,5	7,8		16	7,6			
	13:30											
07/03/2017	9:30											
	13:30	16	7,7		16	7,7		16	7,6		6,7	7,2
	17:30	17	7,5		17	7,7		17	7,7		6,7	7,2
08/03/2017	9:30		7,7			7,6		17	7,5		7,5	7,6
	13:30	17	7,1		17	7,4			7,7		7,1	7,1
	17:30	17	7,4			7,7			7,6		7,1	6,9
09/03/2017	9:30	17	7,2		17	7,3		17	7,2		7,2	7,2
	13:30	17	7,6		17	7,5		17	7,4		7,4	7,4
	17:30	17	7		17	7,3		17	7,2		7,3	7,2
10/03/2017	9:30	17	7,1		17	7,3		17	7,3		7,4	7,3
	13:30											
14/03/2017	9:30											
	13:30											
	17:30	18	7,9	92	18	7,5	58	19	7,7	54	7,5	7,3
15/03/2017	9:30	18	7,8	89	17	7,8	60	17	7,8	34	7,3	7,3
	13:30	17		73	17		79	17		73	7,1	7,2
	17:30	17	7,7	92	17	7,6	94	17	7,4	43		
16/03/2017	9:30	18	7,8	96	17	7,7	56	17	7,9	49	7,2	7,4
	13:30	17		83	17		65	17		38		
	17:30	17		85	17		71	17		24		

17/03/2017	9.30	17		76	17		61	17		25		
	13:30											
	17:30	18	7,7	82	18	7,8	77	17	7,7	36	7,3	7,2
18/03/2017	9.30	18	7,6	80	19	7,7	32	18	7,8	30	7,1	7,5
20/03/2017	9.30	17	7,9	45	17	7,8	42	17	7,8	10	7,2	7,3
	13:30	18	7,4	94	17	7,2	79	17	7,3	80	7,2	7,3
	17:30	17	7,5	97	17	7,8	86	17	7,8	46	7,3	7
21/03/2017	9.30	18	7,5	77	18	7,4	60	18	7,5	49	7,2	7,9
	13:30	18	7,3	90	18	7,4	89	18	7,3	79	7,2	7,1
	17:30	17	7,5	95	18	7,1	86	17	7,4	67	6,4	7
22/03/2017	9.30	18	7,4	92	19	7,5	61	18	7,3	48	7,3	7
	13:30	19	7,5	89	20	7,3	87	20	7	84	6,4	7
	17:30	18	7	89	18	7,1	77	18	7	53	6,2	6,8
23/03/2017	9.30	18	7	92	18	7,2	65	18	7	57	6,4	7
	13:30	18	7	97	18	7,1	90	18	7	89	6,2	6,8
	17:30	17	7,1	93	18	7,3	94	18	7,2	75	6,4	7
24/03/2017	9.30	18	7,3	96	18	7,4	59	17	7,3	35	7,4	7,3
	13:30	17	7,2	90	17	7,2	86	17	7,2	63	6,2	7,2
	17:30	17	7,1	92	17	7	82	17	7,1	39	6,1	6,9
25/03/2017	9:30	17	7	86	17	7,1	52	17	7,2	31	6	6,9
27/03/2017	9:30											
	13.30	18	7,3	77	18	7,1	80	18	7,1	82	6,1	6,7
	17:30	18	7,5	83	18	7,5	79	18	7,5	60	6,7	6,9
28/03/2017	9.30	18	7,5	93	18	7,6	37	18	7,4	32	7,1	7,1
	13:30	18	7,5	91	18	7,4	71	18	7,4	73	7,1	7,1
	17:30	18	7,4	89	18	7,4	69	18	7,1	54	7,1	7,2
29/03/2017	9.30	19	7,3	82	18	7,4	54	18	7,2	39	6,7	7,3
	13:30	19	7,3	91	19	7,5	79	19	7,3	66	6,8	7,3
	17:30	19	7,4	93	18	7,7	83	18	7,5	60	7,1	7,2
30/03/2017	9.30	18	7,4	94	19	7,4	72	19	7,3	64	7,1	7,2
	13:30	18	7	97	18	7,2	76	18	7,3	75	6,7	6,9
	17:30	17	7	95	17	7,2	78	17	7,2	69	6,9	7
31/03/2017	9.30	18	7,1	97	17	7	64	17	7,2	42	6,8	7,3
	13:30	19	7	98	19	7,2	64	18	7,1	44	6,8	7,1
	17:30	17	7,4	97	18	7,5	66	18	7,5	47	6,7	7,2
01/04/2017	9:30	17	7,3	82	17	7,4	69	17	7,3	52	6,8	7,4
03/04/2017	9.30	18	7,6	68	18	7,3	41	18	7,1	35	6,7	7
	13:30	17	7,7	86	18	7,5	85	17	7,2	79	6,8	7,2
	17:30	18	7,8	84	18	7,6	71	18	7,5	47	6,9	7,1
04/04/2017	9.30	18	7,4	89	18	7,3	70	17	7,1	66	6,7	7,1
	13:30	18	7,7	91	18	7,5	79	18	7,4	77	6,9	7,1
	17:30	18	7,4	94	19	7,3	85	18	7,4	30	6,6	7,2
05/04/2017	9.30	19	7	69	18	7,3	46	18	7,2	37	6,9	7,3
	13:30	19	7,5	80	19	7,3	49	18	7,4	71	6,7	7,1
	17:30	19	7,4	82	18	7,3	80	18	7,2	67	6,8	7,1

06/04/2017	9.30	19	7,5	73	19	7,4	66	19	7,4	46	7,6	7,3
	13:30	19	7,4	91	19	7,4	78	19	7,4	75	6,8	7,4
	17:30	20	7,6	92	20	7,3	81	20	7,4	67	6,4	6,9
07/04/2017	9.30	20	7,2	98	20	7	73	19	6,9	62	6,6	
	13:30	20	6,7	91	20	7	88	20	7,3	66		
	17:30	19	7,4	93	19	7,4	91	19	7,3	55	6,7	7
10/04/2017	9.30	19	7,3	67	19	7,1	72	18	7,1	59	6,9	7,2
	13:30	18	7,4	96	18	7	88	19	6,9	78	7,3	7,2
	17:30	18	7,5	87	18	7,4	81	18	7,4	74	6,9	7,1
11/04/2017	9.30	19	7,6	92	19	7,4	65	18	7,4	65	7,2	7,3
	13:30	19	7,2	93	19	7	75	19	7,4	72	6,9	7,4
	17:30	18	7,6	90	18	7,6	78	18	7,4	50	6,7	7,2
12/04/2017	9.30	19	7,3	98	19	7,3	59	18	7,4	43	6,7	7,7
	13:30	19	7,1	95	19	7,2	88	19	7,3	74	6,7	7,2
	17:30	19	7,3	83	18	7	76	18	7,3	66	6,6	7,1
13/04/2017	9.30	19	7,2	89	19	7	73	19	7,2	74	6,6	7,4
	13:30	19	7,3	89	19	7,2	89	19	7,2	86	6,9	7,2
	17:30	19	7,1	95	19	7,3	93	19	7,3	84	6,2	7,1
14/04/2017	9.30	19	7,3	89	19	7,3	74	19	7,2	60	6,9	7,4
	13:30	19	7,2	90	19	7,2	87	19	7,3	85	6,7	7,1
	17:30	19	7,1	94	19	7,2	90	19	7,3	80	6,9	7,2
15/04/2017	9.30	19	7	85	19	7,1	71	19	7,2	71	7,3	7,2
17/04/2017	9.30	19	7,2	67	19	7,1	70	19	7,1	64	6,9	7,4
	13:30	19	7	90	19	7,2	95	19	7,2	80	7,3	7,3
	17:30	19	7,4	95	19	7,6	93	19	7,7	79	7,4	7,3
18/04/2017	9.30	19	7,5	89	19	7,2	74	20	7,2	52	6,8	7,4
	13:30	19	7,3	93	20	7,2	96	19	7,4	72	7,5	7,2
	17:30	19	7,5	90	19	7,4	94	19	7,3	66	6,4	7,1
19/04/2017	9.30	19	7,4	89	19	7,3	82	19	7,3	54	7,2	7,3
	13:30	19	6,9	96	19	7,3	91	18	7,2	79	6,8	7,2
	17:30	18	6,9	83	18	7,2	84	18	7,1	67	6,7	7,2
20/04/2017	9.30	18	7,3	82	18	7,3	78	18	7,2	49	7,4	7,1
	13:30	19	7,1	93	18	7,3	92	18	7,3	79	6,8	7,1
	17:30	18	7,4	88	18	7,2	96	18	7,1	81	7,4	7,1
21/04/2017	9.30	18	7,1	99	17	7,3	77	17	7,2	66	6,6	7,2
	13:30	18	6,7	98	18	6,7	97	17	6,6	85	6,3	7
	17:30	18	7	99	18	6,9	95	18	7,1	75	6,9	7,1
Media		17,8	7,3	88,3	17,8	7,4	75,2	17,7	7,3	60,0	6,9	7,2
Mínimo		15	6,7	45	15	6,7	32	15	6,6	10	6	6,7
Máximo		20	7,9	99	20	7,9	97	20	7,9	89	7,9	7,9

**Elaborado por:** Carlos Chicaiza

## ANEXO 4: MEDIDAS ALOMÉTRICAS DE LAS LOMBRICES

		inicio 24/02/17				final 09/05/17					
		lombrices		PESO		lombrices		PESO			
		adultas	joven	pequeñas	total	cocones	A + J (g)	total	cocones	A + J (g)	total
CA	R1	3	21	0	24	0	6,4224	0	6,4224	0	6,4224
CM		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CS		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CA	R2	3	21	0	24	0	6,7028	0	6,7028	8	4
CM		0	0	0	0	0	0	0	8	10	25
CS		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CA	R3	3	21	0	24	0	7,1553	0	7,1553	2	2
CM		0	0	0	0	0	0	0	3	4	4
CS		0	0	0	0	0	0	0	2	0	2

Elaborado por: Carlos Chicaiza

## ANEXO 5: ACTIVIDADES DE DIFUSIÓN

### Certificado de participación del I CONGRESO DE BIOTECNOLOGÍA



### Certificado de participación en ENCUENTROS EPN – HABITAT III

### Presentación del resumen para el congreso IWA – CANADÁ 2018





#### ABSTRACT SUBMISSION ACKNOWLEDGEMENT

- Thank you for submitting your abstract for the 4th IWA Specialized International Conference "Ecotechnologies for Wastewater Treatment (ecoSTP) 2018"
- You can EDIT or FINISH your Abstract until the 10 January 2018 when they are sent for review.
- Use the login and password below to enable you to make any changes to your abstract in the [Abstract Submitters Area](#).

Use this Login And Password to EDIT or FINISH your abstracts in the Abstract Submitters Area

Login: 3977619 Password:UQGFQ

#### Corresponding Author Details

Title (Mr, Ms, Dr...): Dr.  
 First Name: Cristina  
 Middle Name: Alejandra  
 Last Name: Villamar  
 Institution/Organisation: Universidad Santiago de Chile  
 Position: Professor  
 Department: Obras Civiles  
 Address Line 1: Ecuador Avenue 3650, Estación Central  
 Postal Code: 7501538  
 City: Santiago  
 Country: Chile  
 Phone Number with International Code: (+56 2) 271 82 835  
 Email: ale.13.ecua@gmail.com  
 Please retype your email address ale.13.ecua@gmail.com  
 Abstract Title:  
 Improvement In The Performance Of Vermifilters Fed With Domestic Wastewater By Applying Intermittent Flow  
 Abstract text:



**Abstract:** Sanitation deficiency in rural areas of developing countries opens possibilities to use non-conventional treatment systems such as **vermifiltration**. The aim of this work was studying the decreasing contaminants (organic matter, nitrogen and phosphorous) and clogging in **vermifilters** fed with synthetic domestic wastewater by intermittent flow. The methodology was based on the optimum operation (2.5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> d) of **vermifilters** at laboratory-scale subjected to different intermittent flow strategies: 24 hours/day (R1), 8 hours/day (R2) and 4 hours/day (R3). Results showed that R2 was the most efficient in the COD (74%) and phosphorous (27%) removal. R2 and R3 reached nitrogen removal efficiency more than 40% and because they showed better nitrification. Moreover, R2 and R3 showed to be more efficient in clogging control with cumulative load loss values between -0.8 and +2.8 cm, respectively. Therefore, 8 hours/day (R2) was the best strategy of **vermifilters** operation. This was related with increased growth of earthworms and microbial biomass. **Keywords:** domestic wastewater, intermittent flow, **vermifilters**. Introduction In rural areas of developing countries such as Ecuador, sanitation coverage is scarce and does not reach 30% (SEMPLADES, 2014). Conventional wastewater treatment technologies (eg. activated sludge) are expensive and require skilled labor.

Non-conventional technologies such as **vermifiltration** are an economic and robust alternative in the treatment of domestic wastewater from rural zones. **Vermifilters** have shown to be efficient in the removal of organic matter (> 80%) (Manuyuchi et al., 2013; Lakshmi et al., 2014). However, it still presents problems of nutrient removal (< 30%) and clogging (Kumar et al., 2014; Arora et al., 2016). Application of intermittent flow on non-conventional technologies (constructed wetlands) has demonstrated increasing nitrification (Villamar et al., 2015). Therefore, the aim of this work was studying the decreasing of organic matter, nutrients (nitrogen and phosphorous) and clogging in **vermifilters** fed with synthetic domestic wastewater by applying intermittent flow. Material and Methods Wastewater sampling: Synthetic Domestic Wastewater (SDW) was used to feed **vermifilters** and whose formulation is described by Almeida-Naranjo et al. (2017). Experimental model Physical characteristics and start-up: 3 **vermifilters** were built with PET bottles (8 cm x 70 cm). Each **vermifilter** was divided in 3 layers, "active layer" with chip and **vermicompost** (a = 1 – 5 mm; h = 10 cm), "medium layer" with sand (a = 1 a 2 mm; h = 20 cm) and "support layer" with gravel (a = 10 a 25 mm; h = 25 cm). The active layer was inoculated with 23 earthworms (*Eisenia foetida*). The start-up phase (1st phase) lasted 7 days. Operation strategy: The experimental model worked by 70 days at optimized hydraulic rate of 2.5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d (Kumar et al., 2014). In the operational phase (2nd phase), each **vermifilter** worked with a flow of 5 cm<sup>3</sup>/min to different strategy of intermittent flow corresponding to 24 hour/day (R1), 8 hour/day (R2) and 4 hour/day (R3). Analytical analysis: Influent and effluent were characterized by measurement of Chemical Oxygen Demand (COD), ammonium (NH<sub>4</sub>-N), nitrate (NO<sub>3</sub>-N), nitrite (NO<sub>2</sub>-N) and Total Phosphorous (TP) described by APHA-AWWA-WPCF (2005). pH was evaluated although the pH-meter model pH 600 Milwaukee and temperature were monitored with a meter XH300 Wireless. Clogging was studied each 4 to 2 hours with a piezometer coupled at the experimental model. At the end of the operation, allometric measurements of the earthworms such as weight, # earthworms and # cocoons were evaluated. Moreover, bacterial biomass was monitored, extracting it from the each **vermifilter** layer and expressed as volatile solids (VS) per superficial area of support material (APHA-AWWA-WPCF, 2005). Results Operational performance: **Vermifilters** worked with optimal operational conditions corresponding to pH between 6.6 and 7.8, temperatures from 15 to 20 °C, averaged hydraulic rate of 2.5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> d and organic loading superficial rate between 0.9 and 1.6 kg COD/m<sup>2</sup> d. Performance of COD removal: Figure 1 details the removal efficiency of organic matter measured as COD in **vermifilters**. The organic matter removal efficiency in the **vermifilters** R1, R2 and R3 were averaged values of 35, 74 and 81%, respectively. Efficiency removal values obtained in this work are within the range reported by bibliography (45 – 94%) (Manuyuchi et al., 2013; Lakshmi et al., 2014). Performance of nutrients removal: Figure 1 details the removal efficiency of nutrients measured as NH<sub>4</sub>-N and TP in the **vermifilters**. The ammonium efficiency removal in the **vermifilters** R1, R2 and R3 were averaged values of 3.8, 44.4 and 49.8%, respectively. Nitrification began to occur only in **vermifilters** of intermittent flow (R2 and R3), where NO<sub>2</sub>-N increased up to 3.6 times. Removal efficiency of ammonium (intermittent flow) in this work was higher than bibliography values (Kumar et al., 2014). The average phosphorus removal efficiency for R1, R2 and R3 were 8.4, 27 and 22%, respectively. Values reported in this study were higher than values reported by other authors (Arora et al., 2016). Figure 1 Internal behavior of **vermifilters**: Biomass in **vermifilters** increased with the increasing of removal efficiency. Within R2 the live weight of each earthworm (63%), number of earthworms (adult, young and cocoons) (25 - 50%) and biomass microbial (82 - 99%) increased respect to R1 and R3. Clogging control: Figure 2 shows loss of hydraulic load reached by the **vermifilters**. R1 started with positive loss of hydraulic load until reaching negative loss of hydraulic load accumulated of -11.7 cm. R2 started with zero until reaching negative loss of hydraulic load accumulated of -0.8 cm. Meanwhile, R3 did not evidence negative loss of hydraulic load, but had positive loss of hydraulic load accumulated of 2.8 cm. Therefore, **vermifilters** with intermittent flow demonstrated controlling of clogging. Figure 2 Conclusion **Vermifilters** fed domestic wastewater and intermittent flow increases the removal efficiency of organic matter, nutrients and phosphorous. This condition is related with the increased biomass (earthworm and microbial). This operational strategy controls the clogging.

#### References

- Almeida-Naranjo, C. E., Espinoza-Montero, P. J., Muñoz-Rodríguez, M. I., Villamar Ayala, C. A. (2017). Hydraulic Retention Time Influence on Improving Flocculation in the Activated Sludge Processes Through Polyelectrolytes. Water, Air, & Soil Pollution, 228(7), 9 pp. American Public Health Association – American Water Works Association – Water Environment Federation, APHA-AWWA-WPCF. (2005). Standard methods for the examination of water and waste water, 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC, 541 pp. Arora, S., Rajpal, A., Kazmi, A. A. (2016). Antimicrobial activity of bacterial community for removal of pathogens during **vermifiltration**. Journal of Environmental Engineering, 142(5), 04018012-1- 04018012-10. Kumar, T., Rajpal, A., Bhargava, R., Prasad, K. H. (2014). Performance evaluation of **vermifilter** at different hydraulic loading rate using river bed material. Ecological Engineering, 62, 77- 82. Lakshmi, C., Ranitha, J., Vijayalakshmi, S. (2014). Waste water treatment using **vermifiltration** Technique at institutional level. International Journal of Advanced Scientific and Technical Research, 4(1), 581-590. Manuyuchi, M. M., Kadzungura, L., Boka, S. (2013). **Vermifiltration** of Sewage Wastewater for Potential Use in Irrigation Purposes Using *Eisenia foetida* Earthworms. World Academy of Science, Engineering and Technology, 78, 538-542. Wang, L., Guo, F., Zheng, Z., Luo, X., Zhang, J. (2011). Enhancement of rural domestic sewage treatment performance, and assessment of microbial community diversity and structure using tower **vermifiltration**. Bioresource technology, 102(20), 9482-9470. Villamar, C. A., Rivera, D., Neubauer, M. E., Vidal, G. (2015). Nitrogen and phosphorus distribution in a constructed wetland fed with treated swine slurry from an anaerobic lagoon. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 50(1), 60-71. Secretaria Nacional de Planificación y Desarrollo, SENPLADES (2014). Drinking water and sewerage to eradicate poverty in Ecuador (Agua potable y alcantarillado para erradicar la pobreza en el Ecuador), Quito D. M., Ecuador, 89 pp.

FIWA1-ecoSTP18-3977619-1-Outline-paper-template\_EcoT2018\_Chicaiza.docx

FIWA1-ecoSTP18-3977619-2-Figure\_1\_EcoT2018\_Chicaiza.docx

FIWA1-ecoSTP18-3977619-3-Figure\_2\_EcoT2018\_Chicaiza.docx

#### Theme

Integrated plant-wide assessment, including advanced modeling, optimization and control  
Emerging technologies for wastewater treatment and reuse (e.g., **microsieving**, granular sludge, short-cut nutrient removal, etc.)

#### Presentation Format:

Poster presentation

#### Keywords

3-6 keywords (in alphabetical order) which will enable subsequent abstracting or information retrieval systems to locate the paper

Keywords domestic wastewater, intermittent flow, **vermifilters**.

#### Authors of the Abstract

Chicaiza, Carlos<sup>1</sup>; Almeida-Naranjo, Cristina<sup>1</sup>; Villamar, Cristina<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Escuela Politécnica Nacional;

<sup>2</sup>Universidad Santiago de Chile;

Powered by **Shodolox**