



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS**  
**Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo**

**FRANCISCO JOSÉ PEÑA Y LILLO MADRID**

**APLICAÇÃO DA VERMIFILTRAÇÃO NO  
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

**CAMPINAS**

**2016**

**FRANCISCO JOSÉ PEÑA Y LILLO MADRID**

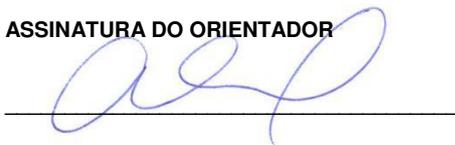
**APLICAÇÃO DA VERMIFILTRAÇÃO NO  
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação de Mestrado apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de Saneamento e Ambiente.

**Orientador(a): Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti**

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELO ALUNO FRANCISCO JOSÉ PEÑA Y LILLO MADRID E ORIENTADO PELO PROF. DR. ADRIANO LUIZ TONETTI.

ASSINATURA DO ORIENTADOR



**CAMPINAS**

**2016**

**Agência(s) de fomento e nº(s) de processo(s): CAPES**

Ficha catalográfica  
Universidade Estadual de Campinas  
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura  
Elizangela Aparecida dos Santos Souza - CRB 8/8098

M267a Madrid, Francisco José Peña y Lillo, 1984-  
Aplicação da vermifiltração no tratamento de esgoto sanitário / Francisco José Peña y Lillo Madrid. – Campinas, SP : [s.n.], 2016.

Orientador: Adriano Luiz Tonetti.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Esgotos - Purificação - Tratamento biológico. 2. Esgoto sanitário. 3. Biofiltro aeróbio. 4. Compostagem. 5. Minhoca. I. Tonetti, Adriano Luiz, 1973-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** Wastewater treatment by the application of vermifiltration

**Palavras-chave em inglês:**

Sewage - Purification - Biological treatment

Wastewater

Aerobic biofilter

Composting

Earthworm

**Área de concentração:** Saneamento e Ambiente

**Titulação:** Mestre em Engenharia Civil

**Banca examinadora:**

Adriano Luiz Tonetti [Orientador]

Carlos Gomes da Nave Mendes

Pablo Heleno Sezerino

**Data de defesa:** 16-02-2016

**Programa de Pós-Graduação:** Engenharia Civil

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E  
URBANISMO**

**APLICAÇÃO DA VERMIFILTRAÇÃO NO TRATAMENTO DE  
ESGOTO SANITÁRIO**

**Francisco José Peña y Lillo Madrid**

**Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:**

Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti  
**Presidente e Orientador / Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP**

Prof. Dr. Carlos Gomes da Nave Mendes  
**Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP**

Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino  
**Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC**

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se  
no processo de vida acadêmica do aluno.

Campinas, 16 de fevereiro de 2016

# DEDICATÓRIA

---

À memória de meu irmão e meu pai, José Miguel e Julio Sergio, minhas referências de valores e admiração. Sempre estarão em meu coração.

# AGRADECIMENTOS

---

À minha mãe, pelo seu apoio incondicional durante toda a minha vida;

À Marília pelo enorme apoio e carinho;

Ao Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti, pela sua valiosa orientação e enorme contribuição para o desenvolvimento deste trabalho;

Aos professores doutores componentes da banca examinadora: Pablo Heleno Sezerino, Carlos Gomes da Nave Mendes, Edson Eiji Matsura;

Aos técnicos do LabSan-FEC, Daniel Bueno, Thiago Neves e Fernando Pena, pelo companheirismo e grande atenção prestada para o desenvolvimento desta pesquisa, contribuindo para a discussão dos resultados;

A todos do grupo de pesquisa e companheiros de laboratório que se tornaram grandes amigos, contribuindo intensamente para o desenvolvimento deste projeto: Daniel Bueno, Jerusa Schneider, Raúl Lima, Taína Magalhães, Isabel Figueiredo, Noely Bochi e Jorge Paixão;

Aos bolsistas trabalho e de iniciação científica que participaram ativamente neste trabalho: Adzania Fernandes, Patrícia Oliveira e Alexandre Correa;

Ao amigo Marcelo Mareco, pelo apoio e companheirismo ao longo do desenvolvimento da presente pesquisa;

À Secretaria de Pós Graduação da FEC-UNICAMP pelo enorme suporte;

À CAPES pela concessão de bolsa de pesquisa de mestrado.

*A natureza é o corpo inorgânico do homem – isto é, a natureza, na medida em que ela própria não é o corpo humano. ‘O homem vive na natureza’ significa que a natureza é seu corpo, com o qual ele deve permanecer em contínuo intercuro se não quiser morrer. Que a vida física e espiritual do homem está vinculada à natureza significa, simplesmente, que a natureza está vinculada a si mesma, pois o homem é parte da natureza.*

*Fritjof Capra. O Ponto de Mutação*

## RESUMO

---

No presente estudo foi avaliado o desempenho de dois sistemas de tratamento de esgotos sanitários por vermifiltração, empregando-se um vermifiltro para o tratamento de esgoto bruto (VF-EB) e outro para o tratamento de efluente de um filtro anaeróbio (VF-FA). Cada vermifiltro foi operado por 108 dias em fluxo intermitente com uma taxa de aplicação superficial de  $500 \text{ Lm}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ , constituídos por uma estrutura cilíndrica em PVC de 300 mm de diâmetro e um leito dividido em três camadas: a superior de 0,40 m composta de substrato com minhocas da espécie *Eisenia andrei* (em uma densidade inicial de  $25.000 \text{ minhocas}\cdot\text{m}^{-3}$ ); a intermediária de 0,40 m de pedrisco (de 2,0 a 4,8 mm de diâmetro); e a inferior de 0,20 m de Brita 1 (de 4,8 a 19,0 mm de diâmetro) para a drenagem do efluente tratado. Como substrato para as minhocas foi utilizado uma mistura de braquiária (capim do gênero *Brachiaria*) seca não triturada com solo em uma proporção de 3:1 em volume. Os efluentes das unidades foram avaliados quanto a parâmetros físicos, químicos e biológicos, verificando-se uma remoção média de DBO de 61% e DQO de 63% para o VF-EB (obtendo-se um efluente com DBO de  $240 \pm 140 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e DQO de  $360 \pm 115 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), e uma remoção média de DBO 36% e DQO de 21% para o VF-FA (resultando em um efluente com DBO de  $85 \pm 31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e DQO de  $190 \pm 33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). A diferença de eficiência entre os reatores foi correlacionada com as distintas dinâmicas populacionais de minhocas e consequente formação de vermicomposto, o que pode ter interferido no comportamento hidráulico de cada reator: o VF-EB foi alimentado com esgoto bruto de elevada carga orgânica (DBO de  $622 \pm 221 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e DQO de  $974 \pm 241 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), apresentando no final do experimento uma população majoritariamente adulta de minhocas, além de uma grande quantidade de vermicomposto acumulado e o entupimento de seu leito no 108º dia de operação. Comparativamente, o VF-FA, alimentado com efluente de menor carga orgânica (DBO de  $133 \pm 54 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e DQO de  $241 \pm 60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), obteve uma população de minhocas predominantemente juvenil ao fim do experimento e uma menor quantidade de vermicomposto acumulado, não apresentando sinais de entupimento.

**Palavras-chave:** tratamento, esgoto sanitário, biofiltro, vermifiltração, vermifiltro.

## ABSTRACT

---

The main objective of this research was to evaluate the performance of two vermifiltration wastewater treatment systems, using one vermifilter for raw sewage treatment (VF-EB) and other for an anaerobic filter effluent treatment (VF-FA). Each vermifilter was operated for 108 days in an intermittent flow with a Hydraulic Loading Rate of  $500 \text{ L.m}^{-2}\text{.day}^{-1}$ ; both were made by a cylindrical PVC structure of 300 mm diameter and a filter bed divided into three layers: the top layer with 0.40 m of substrate with earthworms of *Eisenia andrei* species (in an initial density of  $25,000 \text{ worms.m}^{-3}$ ); intermediate layer with 0.40 m of fine gravel (from 2.0 to 4.8 mm in diameter); and the bottom layer with 0.20 m of gravel (from 4.8 to 19.0 mm in diameter) for the treated effluent draining. The substrate with worms was made of dried non chopped brachiaria (*Brachiaria* grass) mixed with soil at a volume ratio of 3:1. The bioreactor's effluent were evaluated for physical, chemical and biological parameters, verifying an average BOD removal of 61% and 63% of COD for the VF-EB (resulting in an effluent with  $240 \pm 140 \text{ mg.L}^{-1}$  of BOD and  $360 \pm 115 \text{ mg.L}^{-1}$  of COD), while VF-FA obtained an average BOD removal of 36% and 21% of COD (resulting in an effluent with  $85 \pm 31 \text{ mg.L}^{-1}$  of BOD and  $190 \pm 33 \text{ mg.L}^{-1}$  of COD). The difference between these efficiencies were correlated to the distinct earthworm's population dynamics and the consequent formation of vermicompost, which may have interfered in the hydraulic behavior of each reactor: the VF-EB was fed with raw sewage of high organic content (BOD of  $622 \pm 221 \text{ mg.L}^{-1}$  and COD of  $974 \pm 241 \text{ mg.L}^{-1}$ ), presenting a predominant adult population of earthworms at the end of the experiment, besides a large amount of accumulated vermicompost and a bed clogging on the 108th day of operation. In comparison, the VF-FA, fed with a lower organic load effluent (BOD of  $133 \pm 54 \text{ mg.L}^{-1}$  and COD of  $241 \pm 60 \text{ mg.L}^{-1}$ ), afforded a prevalent juvenile worms population at the end of the experiment, with a minor amount of accumulated vermicompost and no signs of clogging.

**Keywords:** treatment, wastewater, biofilter, vermifiltration, vermifilter.

## LISTA DE FIGURAS

---

<b>Figura 1.</b> Esquema do funcionamento geral de um tanque séptico.....	36
<b>Figura 2.</b> Dimensões gerais de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente. ....	38
<b>Figura 3.</b> Esquema geral dos sistemas de vermifiltração implantados no LabPro-FEC .....	53
<b>Figura 4.</b> Vista do poço de coleta de esgoto bruto e do reservatório de esgoto R1. ....	54
<b>Figura 5.</b> Vista frontal dos reservatórios R2, R3 e do Filtro Anaeróbio. ....	55
<b>Figura 6.</b> Perfil esquemático do Sistema 1 de vermifiltração. ....	56
<b>Figura 7.</b> Vista superior do vermifiltro do Sistema 2 e do tanque de equalização. ....	57
<b>Figura 8.</b> Vista frontal dos vermifiltros e “brancos”. ....	57
<b>Figura 9.</b> Vista da calha coletora de efluentes tratados e das bombas dosadoras dos vermifiltros. ....	58
<b>Figura 10.</b> Perfil esquemático do Sistema 2 de vermifiltração. ....	58
<b>Figura 11.</b> Vista frontal e esquema ilustrativo do funcionamento do filtro anaeróbio do Sistema 1 .....	59
<b>Figura 12.</b> Cascas de coco verde cortadas em formato de concha.....	60
<b>Figura 13.</b> Grade de bambu acomodada ao filtro anaeróbio .....	60
<b>Figura 14.</b> Vista frontal e ilustração esquemática do vermifiltro (Sistemas 1 e 2).....	61
<b>Figura 15.</b> Tubulação inferior perfurada (com furos de Ø 8 mm) para a drenagem de saída do vermifiltro .....	62
<b>Figura 16.</b> Imagens do anteparo de dispersão de aplicação de afluente nos vermifiltros.....	63

<b>Figura 17.</b> Vista aérea do LabPro-FEC e do local de coleta de solo utilizado para o substrato dos vermifiltros.....	64
<b>Figura 18.</b> Vista do substrato utilizado nos vermifiltros logo após a mistura da braquiária seca com solo.....	65
<b>Figura 19.</b> Vista do tecido “Raschel” e do topo do vermifiltro após a acomodação do substrato envolto no tecido.....	66
<b>Figura 20.</b> Topo do vermifiltro entupido após primeira tentativa malsucedida de operação.....	72
<b>Figura 21.</b> Hidrograma dos vermifiltros e “brancos” após 3 semanas do início da operação.....	75
<b>Figura 22.</b> Hidrograma dos vermifiltros e “brancos” após 3 semanas do início da operação (intervalo dos 25 minutos iniciais).....	76
<b>Figura 23.</b> Hidrograma dos vermifiltros após encerramento da operação.....	77
<b>Figura 24.</b> Temperatura do ambiente e do leito superficial dos vermifiltros e “brancos”.....	79
<b>Figura 25.</b> pH do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”.....	81
<b>Figura 26.</b> Alcalinidade parcial do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”.....	82
<b>Figura 27.</b> Alcalinidade total do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”.....	83
<b>Figura 28.</b> Condutividade do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”.....	85
<b>Figura 29.</b> Oxigênio dissolvido do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”.....	87

<b>Figura 30.</b> Turbidez do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	88
<b>Figura 31.</b> Vista das amostras dos efluentes líquidos com seus respectivos valores médios de turbidez .....	90
<b>Figura 32.</b> Sólidos Suspensos Totais do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	91
<b>Figura 33.</b> Sólidos Suspensos Fixos do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	92
<b>Figura 34.</b> Sólidos Suspensos Voláteis do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	92
<b>Figura 35.</b> Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	94
<b>Figura 36.</b> Demanda Química de Oxigênio (DQO) do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	99
<b>Figura 37.</b> Frações de DQO do efluente do vermifiltro alimentado com esgoto bruto .....	102
<b>Figura 38.</b> Frações de DQO do efluente do vermifiltro alimentado com efluente do filtro anaeróbio.....	102
<b>Figura 39.</b> Carbono Orgânico Dissolvido (COD) dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos” .....	104
<b>Figura 40.</b> Compostos nitrogenados do efluente do vermifiltro alimentado com esgoto bruto .....	106
<b>Figura 41.</b> Compostos nitrogenados do efluente do vermifiltro alimentado com efluente do filtro anaeróbio .....	107
<b>Figura 42.</b> Vistas do substrato da camada superior ao ser retirado do vermifiltro ..	110

<b>Figura 43.</b> Imagens frontais dos substratos retirados dos vermifiltros e “brancos”	110
<b>Figura 44.</b> Vista interna do substrato dos “brancos”	110
<b>Figura 45.</b> Vista interna do substrato dos vermifiltros	111
<b>Figura 46.</b> Vista do topo substrato dos “brancos”	112
<b>Figura 47.</b> Imagens do vermicomposto acumulado no topo do vermifiltro alimentado com esgoto bruto	113
<b>Figura 48.</b> Fracionamento do substrato do vermifiltro alimentado com esgoto bruto em três camadas	114
<b>Figura 49.</b> Pares de minhocas <i>Eisenia andrei</i> selecionadas em três faixas etárias: adultas, intermediárias e filhotes	115
<b>Figura 50.</b> Minhocas filhotes e recém-nascidas removidas da porção inferior do substrato do vermifiltro alimentado com efluente do filtro anaeróbio	116

# LISTA DE TABELAS

---

<b>Tabela 1.</b> Principais estudos e características dos vermifiltros aplicados para o tratamento de esgotos sanitários .....	43
<b>Tabela 2.</b> Composição física do solo utilizado para o substrato dos vermifiltros. ....	64
<b>Tabela 3.</b> Ensaio granulométrico do pedrisco e brita 1 utilizados nos vermifiltros ....	66
<b>Tabela 4.</b> Massa da população inicial de minhocas de cada vermifiltro.....	67
<b>Tabela 5.</b> Métodos utilizados nos ensaios laboratoriais.....	69
<b>Tabela 6.</b> Resumo operacional dos biofiltros .....	74
<b>Tabela 7.</b> Temperaturas médias do ambiente e dos leitos superficiais dos vermifiltros e unidades de controle .....	79
<b>Tabela 8.</b> pH médio do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	80
<b>Tabela 9.</b> Alcalinidade média do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	82
<b>Tabela 10.</b> Condutividade média do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	84
<b>Tabela 11.</b> Oxigênio dissolvido médio do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	86
<b>Tabela 12.</b> Turbidez média do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos” .....	88
<b>Tabela 13.</b> Concentrações médias de Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Fixos (SSF) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos” .....	91

<b>Tabela 14.</b> Concentrações médias da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos” .....	93
<b>Tabela 15.</b> Concentrações médias de Demanda Química de Oxigênio (DQO) dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos” .....	98
<b>Tabela 16.</b> Carbono Orgânico Dissolvido (COD) dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos” .....	103
<b>Tabela 17.</b> Concentrações médias dos compostos nitrogenados dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos” .....	105
<b>Tabela 18.</b> Contagem e pesagem final de minhocas dos vermifiltros .....	115

# LISTA DE SIGLAS

---

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental

APHA – *American Public Health Association* (Associação de Saúde Pública Norte Americana)

CL<sub>50</sub> – Concentração Letal Média

COD – Carbono Orgânico Dissolvido

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

FAO – *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação)

IAC – Instituto Agrônomo de Campinas

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LabPro – Laboratório de Protótipos Tratamento de Águas e Efluentes da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP

LabReúso – Laboratório de Reúso da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP

LabSan – Laboratório de Sanemaneto da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP

NBR – Norma Técnica Brasileira

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

TAS – Taxa de Aplicação Superficial

TASO – Taxa de Aplicação Superficial Orgânica

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

UNDP - *United Nations Development Programme* (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – PNUD)

UNICAMP - Universidade Estadual de Campinas

USEPA – *US Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América).

WHO – *World Health Organization* (Organização Mundial da Saúde - OMS)

# SUMÁRIO

---

<b>1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>27</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>31</b>
2.1. OBJETIVO GERAL .....	31
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	31
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>33</b>
3.1. TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE EFLUENTES SANITÁRIOS .....	33
3.2. TANQUE SÉPTICO.....	35
3.3. FILTRO ANAERÓBIO .....	37
3.4. VERMIFILTRAÇÃO .....	40
3.5. MINHOCAS E A VERMICOMPOSTAGEM.....	48
<b>4. METODOLOGIA.....</b>	<b>53</b>
4.1. DESCRIÇÃO GERAL DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	53
4.2. FILTRO ANAERÓBIO.....	59
4.3. VERMIFILTROS.....	60
4.3.1. <i>Materiais dos leitos filtrantes dos vermifiltros</i> .....	63
4.3.2. <i>Seleção de minhocas dos vermifiltros</i> .....	67
4.4. COLETA DE AMOSTRAS E ANÁLISES LABORATORIAIS.....	68
4.5. AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS .....	70
4.6. PERÍODO ANALÍTICO.....	71
4.7. EXPERIMENTO ANTERIOR (MALSUCEDIDO) .....	71
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>73</b>
5.1. OPERAÇÃO DOS VERMIFILTROS E UNIDADES DE CONTROLE.....	73
5.2. HIDROGRAMAS DOS VERMIFILTROS E UNIDADES DE CONTROLE .....	74

5.3.	PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS.....	78
5.3.1.	<i>Temperatura</i> .....	78
5.3.2.	<i>pH</i> .....	80
5.3.3.	<i>Alcalinidade parcial e total</i> .....	82
5.3.4.	<i>Condutividade</i> .....	84
5.3.5.	<i>Oxigênio dissolvido (OD)</i> .....	86
5.3.6.	<i>Turbidez</i> .....	87
5.3.7.	<i>Sólidos suspensos</i> .....	90
5.3.8.	<i>Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)</i> .....	93
5.3.9.	<i>Demanda Química de Oxigênio (DQO)</i> .....	96
5.3.10.	<i>Carbono Orgânico Dissolvido (COD)</i> .....	103
5.3.11.	<i>Série de nitrogênio</i> .....	105
5.4.	AVALIAÇÃO DOS SUBSTRATOS DOS VERMIFILTROS E UNIDADES DE CONTROLE .....	109
5.5.	AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO POPULACIONAL DE MINHOCAS DOS VERMIFILTROS .....	114
6.	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>119</b>
7.	<b>RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>123</b>
8.	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>125</b>

# 1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

---

Mais de um terço da população mundial – cerca de 2,5 bilhões de pessoas – ainda não é assistida por um serviço de saneamento básico adequado, estimando-se que cerca de um bilhão de pessoas ainda dispõem seus dejetos a céu aberto (WHO, 2014). Para a melhoria das condições populacionais de saúde é essencial que exista o esgotamento sanitário. Essa ação possibilita a redução de doenças, principalmente as de veiculação hídrica (IBGE, 2010a). Mesmo verificando-se a evolução dos indicadores de saúde pública em todo o mundo, as doenças transmitidas pelo consumo ou contato direto com água de qualidade inadequada ainda são as de maior incidência na população (MASSOUD et al. 2009; WHO, 2014).

Quase 40% da população mundial ainda não possui saneamento básico e a cobertura sanitária é, normalmente, bem menor em áreas rurais. Nos países em desenvolvimento estima-se que 25% das residências urbanas não são atendidas por serviços sanitários adequados e, em áreas rurais, este número chega a 82% (WHO, 2014; MASSOUD et al., 2009).

Segundo o Censo de 2010 (IBGE, 2010b), 15,7% da população brasileira reside em área rural, sendo que, em termos absolutos, esse valor equivale a cerca de 30 milhões de pessoas, número superior à população da região Sul. Além disso, 52,4% dessa população se encontra em situação inadequada de saneamento (com todas as formas de saneamento consideradas inadequadas: abastecimento de água por rede geral, esgotamento sanitário por rede geral ou fossa séptica e lixo coletado diretamente ou indiretamente) e 42,8% em situação parcialmente adequada (com pelo menos uma forma de saneamento considerada adequada).

A disposição inadequada de dejetos em áreas rurais compromete a qualidade da água subterrânea e, conseqüentemente, dos corpos d'água superficiais e aquíferos (águas utilizadas para o abastecimento doméstico), potencializando a contaminação por organismos patogênicos e nitratos (WHO, 2010). O inapropriado tratamento e lançamento de dejetos geralmente está associado às soluções

individualizadas que permitem o contato direto de excretas com o ambiente de entorno, como no caso de fossas rudimentares e fossas secas (IBGE, 2010a).

O tratamento tradicionalmente adotado no Brasil (IBGE, 2010a) e no mundo, quando não há acesso a uma rede de coleta de esgotos, é o tanque séptico, principalmente devido ao seu baixo custo de implantação e sua operação simplificada (MASSOUD et al. 2009). Porém, quando mal projetado, construído ou operado também pode oferecer elevados riscos de contaminação ao ambiente e à população (CARROLL et al., 2006). Mesmo quando é construído de acordo com a norma técnica NBR 7229 (ABNT, 1993) e operado de forma correta, o efluente gerado não atenderia aos padrões de lançamento em corpos d'água superficiais, sendo imprescindível o acompanhamento de uma unidade de pós-tratamento (CARROLL et al., 2006), além de oferecer riscos de contaminação de mananciais subterrâneos (NASCIMENTO FILHO ; CASTRO, 2005).

O fornecimento de um tratamento de esgoto eficaz e de baixo custo para áreas de baixa densidade populacional, afastadas de grandes centros urbanos, ainda é um desafio em todo o mundo (MASSOUD et al., 2009; CRUZ, 2013). Para esses casos, sistemas de tratamento local do esgoto, também chamados de descentralizados, se bem projetados, construídos e operados podem ser uma boa alternativa para promover a saúde da população e ao mesmo tempo manter a integridade ambiental dessas localidades (USEPA, 2002).

Diante dessa problemática, o presente estudo visa complementar a linha de pesquisa da FEC-UNICAMP em Saneamento de Comunidades Rurais e Isoladas, investigando uma relativa nova alternativa para sistemas individualizados e/ou descentralizados de tratamento de esgotos, a vermifiltração. Vale salientar que o estudo desse processo de tratamento ainda é pouco expressivo na literatura científica brasileira, encontrando-se apenas uma pesquisa desenvolvida no levantamento bibliográfico realizado (SARTORI, 2010); contudo, a temática tem tomado a atenção de diversos pesquisadores no Chile (SOTO ; TOHÁ, 1998; LAWS, 2003), na Austrália (TAYLOR et al. 2003; SINHA et al. 2008), Índia (KUMAR et al. 2014; ARORA et al. 2014) e China (LI et. al. 2009; XING et al. 2010; LIU et al. 2013; NIE et al. 2014).

Considerando que as tecnologias usualmente adotadas para o tratamento complementar ao tanque séptico, como filtros anaeróbios, biofiltros percoladores, filtros de areia, *wetlands* construídas, etc., possuem dificuldades de manutenção e operação devido à geração de lodo e possibilidade de colmatação do leito, a vermifiltração surge como uma nova alternativa para a remoção de matéria orgânica de efluentes sanitários, sendo uma unidade relativamente compacta que produz vermicomposto ao invés de lodo, não apresentando mal odor no efluente clarificado, além de ter uma grande simplicidade de instalação e operação/manutenção, tornando-se uma alternativa tecnicamente atraente (SINHA et al. 2008).

Desse modo, o presente projeto visa avaliar tanto o desempenho na remoção de matéria orgânica quanto a operação e o comportamento de dois vermifiltros componentes de distintos sistemas de tratamento de esgoto sanitário: Sistema 1, constituído por duas etapas de tratamento, um filtro anaeróbio seguido por um vermifiltro; e Sistema 2, constituído por um vermifiltro como etapa única de tratamento.

## 2. OBJETIVOS

---

### 2.1. Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do tratamento de esgoto bruto e de efluente anaeróbio com o emprego de vermifiltros.

### 2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a eficiência e o comportamento dos vermifiltros utilizados no tratamento de efluente proveniente de um filtro anaeróbio e de esgoto bruto sob uma Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de  $500 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ ;
- Avaliar o desenvolvimento populacional das minhocas utilizadas (*Eisenia andrei*) em cada vermifiltro após o encerramento do período analítico;
- Avaliar as alterações visuais do substrato utilizado para a camada superior (com minhocas) de cada vermifiltro após o encerramento do período analítico.

## 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

---

### 3.1. Tratamento descentralizado de efluentes sanitários

Estima-se que no mundo 40% da população viva sem saneamento adequado e, desse total, 70% estão concentradas nas áreas rurais (WHO, 2014). No Brasil, 15,7% dos habitantes residem em área rural, equivalente a 30 milhões de pessoas, número superior a toda população da região Sul (IBGE, 2010b). Dentre essa população, 52,4% estão em situação inadequada de saneamento (com todas as formas de saneamento consideradas inadequadas: abastecimento de água por rede geral, esgotamento sanitário por rede geral ou fossa séptica e lixo coletado diretamente ou indiretamente) e 42,8% em situação semi-adequada (com pelo menos uma forma de saneamento considerada adequada) (IBGE, 2010b).

Ainda dentro desse cenário brasileiro, o esgoto não coletado tampouco recebe uma disposição adequada, sendo 40% destinado a fossas rudimentares, fossas secas, valas a céu aberto, lançamento direto em corpos d'água ou outras alternativas potencialmente impactantes ao ambiente local e à saúde das populações (IBGE, 2010a). Essa situação é mais comum em municípios e distritos de menor porte localizados nas áreas rurais (IBGE, 2010a). Como muitas vezes os municípios não exercem o dever de prover regras para o tratamento nessas áreas afastadas dos polos urbanos, recai sobre as próprias populações locais a responsabilidade de planejar, construir e operar “soluções” para o tratamento e disposição do seu esgoto.

Para essas populações de baixa densidade e que habitam áreas mais remotas (denominadas “populações isoladas” pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES), sistemas descentralizados de tratamento de esgoto podem ser a melhor solução (MASSOUD et al., 2009; USEPA, 2002).

As boas práticas de saneamento são fundamentais para a prevenção de doenças, promoção da saúde, proteção do meio ambiente e aumento da qualidade de vida da população. Porém, a utilização do saneamento como instrumento de

promoção de qualidade de vida pressupõe a superação de entraves tecnológicos, políticos e gerenciais que dificultam a extensão destes benefícios às populações que habitam áreas rurais e/ou localidades de pequeno porte (FUNASA, 2007).

Nesse contexto, vale destacar a importância no desenvolvimento de políticas, programas e guias que assegurem projeto, construção, operação e manutenção adequados de sistemas de tratamentos de esgotos descentralizados. Também é importante uma gestão mais integrada quanto à parte econômica, social, técnica e ambiental, garantindo a proteção da saúde pública e de fontes de água locais e evitando reparos caros (MASSOUD et al., 2009).

Desse modo, sistemas de tratamento de esgotos descentralizados, quando utilizados adequadamente, além de promover saúde e qualidade de vida à população, proporciona o reúso e o retorno de efluente tratado dentro da bacia hidrográfica de origem, bem como evita a implantação de uma dispendiosa rede de coleta como nos sistemas centralizados. Contudo, o fornecimento de um tratamento que seja de baixo custo e eficiente frente à realidade de cada localidade isolada ainda é um desafio em todo o mundo (MASSOUD et al. 2009).

Para soluções localizadas, o tanque séptico é globalmente utilizado como unidade de tratamento de efluentes sanitários pela sua simplicidade de implantação e baixa manutenção (MASSOUD et al., 2009; CARROLL et al. 2006; USEPA, 2002). Entretanto, sistemas de tanque sépticos que permitem a infiltração de fluentes no solo sem um tratamento complementar podem oferecer elevados riscos de contaminação ao ambiente e à população (CARROLL et al., 2006). Dados levantados por órgãos ambientais estaduais norte-americanos reportam que esse tipo de tratamento é a terceira fonte mais comum de contaminação das águas subterrâneas nos EUA, responsabilizando o problema pelas falhas na escolha do local do tanque séptico e pelos projetos, gestão e operação inadequados (USEPA, 2002).

Vale destacar que mesmo quando é construído de acordo com a norma técnica brasileira NBR 7229 (ABNT, 1993) e operado de forma correta, o efluente gerado não atenderia aos padrões de lançamento em mananciais superficiais, sendo

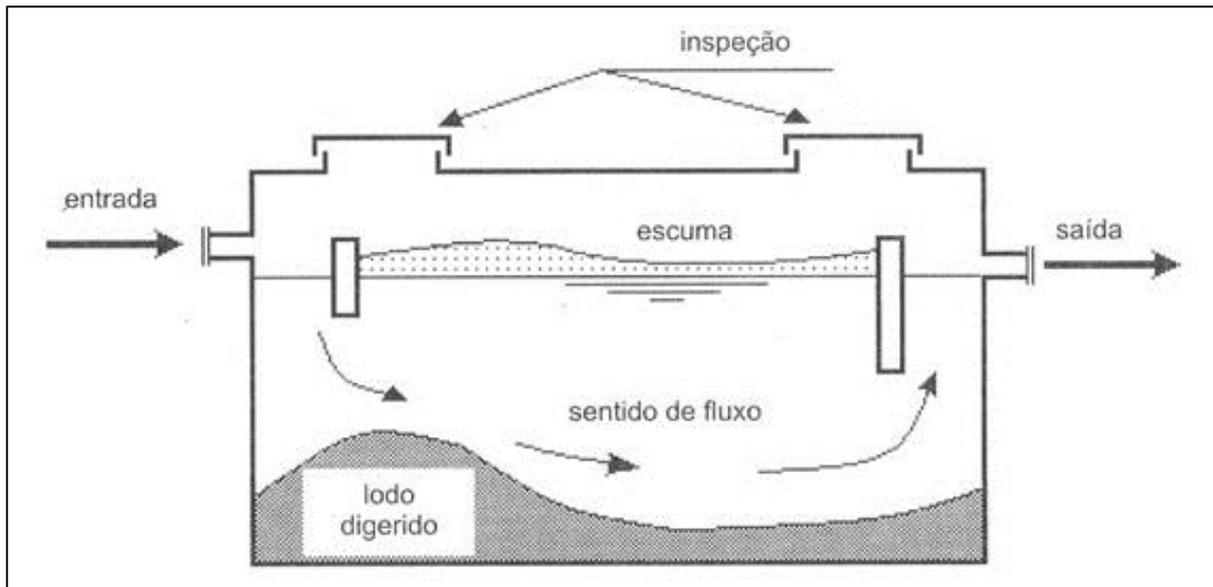
imprescindível o acompanhamento de uma unidade de pós-tratamento (CARROLL et al., 2006; NASCIMENTO FILHO ; CASTRO, 2005).

Nesse contexto, pesquisadores da UNICAMP vêm estudando paulatinamente alternativas de tratamento de esgotos sanitários que sejam tecnicamente e economicamente viáveis para comunidades rurais e/ou isoladas, como o emprego de filtros anaeróbios com leito de anéis de bambu (TONETTI et al., 2011; TONETTI et al., 2012; CAMARGO ; NOUR, 2001), filtros anaeróbios com leito de casca de coco verde (CRUZ et al., 2010; CRUZ et al., 2013; SILVA et al., 2015), filtros anaeróbios seguidos de filtros de areia (TONETTI et al., 2005; TONETTI et al., 2012b; TONETTI et al., 2013; TONON et al., 2015), além de estudos para o reúso de efluente clarificado para irrigação de *Eucalyptus grandis* (MARINHO et al., 2013a) e de roseiras (MARINHO et al., 2013b), e até mesmo a aplicação de lodo de esgoto sanitário em roseiras (PAIXÃO FILHO et al., 2014).

Seguindo essa linha de pesquisa, avaliou-se no presente estudo o desempenho da vermifiltração no tratamento direto de esgoto bruto e no pós tratamento de um filtro anaeróbio, buscando-se confrontar as eficiências encontradas com resultados reportados pelo emprego de vermifiltros como protótipos experimentais (TAYLOR et al., 2003; SARTORI, 2010; SINHA et al., 2008; LI et al., 2009) e no tratamento descentralizado de comunidades rurais (SOTO ; TOHÁ, 1998; XING et al., 2010; LIU et al., 2013; NIE et al., 2014).

### 3.2. Tanque Séptico

O tanque séptico é tido como o mais simples e mais comumente conhecido tratamento de esgoto local (MASSOUD et al., 2009), sendo desenvolvido para a retenção por sedimentação de materiais mais densos, formando o lodo de fundo, e pela flotação de materiais menos densos, formando a espuma, atuando como um biorreator anaeróbio capaz de promover a digestão parcial de matéria orgânica retida (USEPA, 2002). Um esquema do funcionamento de um tanque séptico é representado na **Figura 1**.



**Figura 1.** Esquema do funcionamento geral de um tanque séptico.

(Fonte: adaptado de Chernicharo, 2007).

Por apresentarem uma remoção insatisfatória de DQO, nitrogênio, fósforo e patógenos (CHERNICHARO, 2007), os tanques sépticos necessitam de um tratamento por processo tanto biológico quanto de adsorção e filtração, usualmente praticados pela simples aplicação do líquido em uma unidade de distribuição e drenagem instalada em uma área adjacente, proporcionando sua infiltração no solo (USEPA, 2002).

Essa configuração pode funcionar bem quando a relação da vazão aplicada por área for apropriada à capacidade de infiltração do solo, além da verificação de uma distância mínima do lençol freático que permita a purificação do efluente sem o comprometimento das águas subterrâneas (USEPA, 2002). Outro aspecto de relevância é referente à necessidade de remoção periódica de lodo e espuma da unidade, ocasionando sérios problemas relacionados ao gerenciamento do lodo em localidades de difícil acesso por veículos especializados na dragagem desse material (Massoud et al. 2009).

No Brasil, as condições exigíveis para projeto, construção e operação de sistemas de tratamento por tanques sépticos são fixadas pela NBR 7229 (ABNT, 1993), na qual sugerem-se como alternativas para o tratamento complementar o

filtro anaeróbio, filtro aeróbio, filtro de areia, vala de filtração e escoamento superficial, além de alternativas para a disposição final, como sumidouro, vala de infiltração ou lançamento em um corpo d'água. Essas alternativas de tratamentos complementares e de disposições finais têm procedimentos técnicos para o projeto, construção e operação descritos pela NBR 13969 (ABNT, 1997).

Vale destacar que a vermifiltração também surge como uma nova alternativa de pós tratamento para efluentes de tanques sépticos, alcançando índices satisfatórios de remoção de poluentes, conferindo ainda ao seu efluente clarificado um potencial de reúso para fins não potáveis (LI et al., 2009; LIU et al., 2013; NIE et al., 2014).

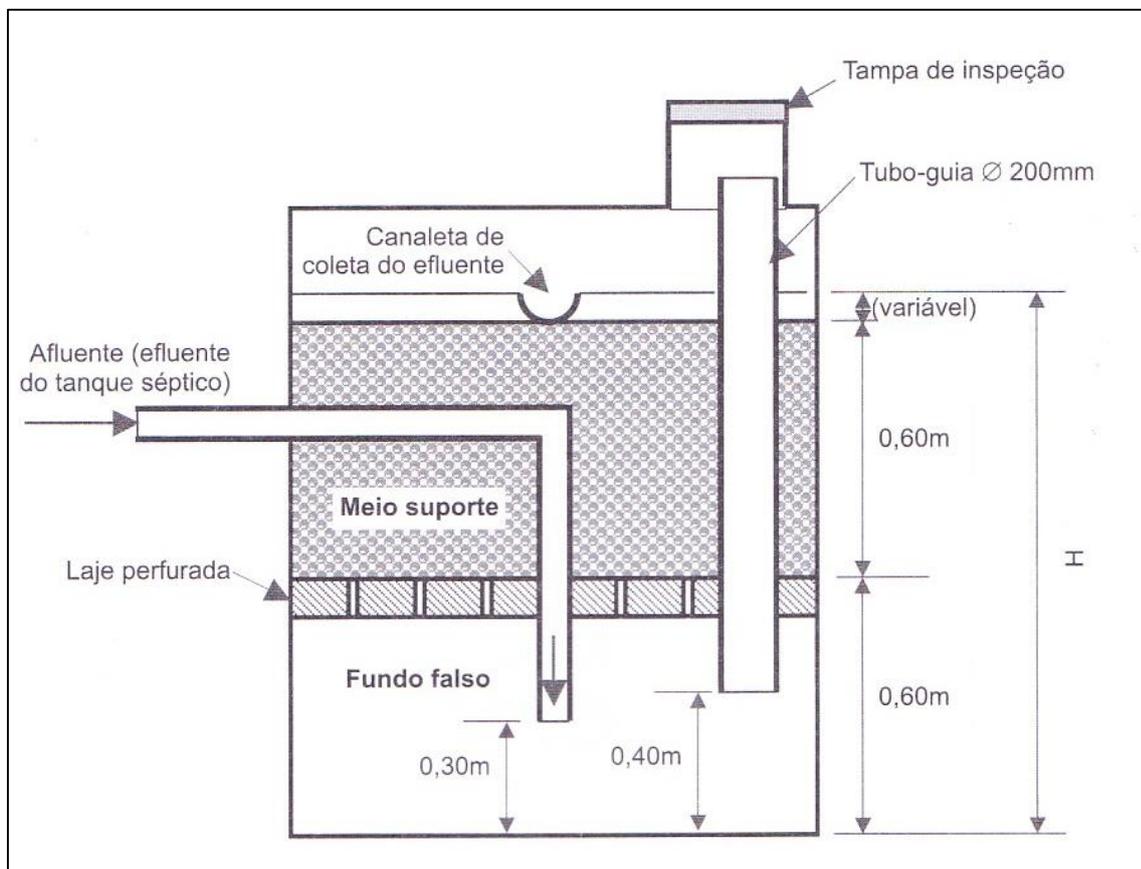
### **3.3. Filtro anaeróbio**

Os filtros anaeróbios são reatores de leito fixo constituídos, geralmente, por uma coluna preenchida por um material suporte estacionário e inerte que permita, através do fluxo de esgoto, tanto o crescimento bacteriano quanto a retenção de sólidos biológicos nos interstícios (METCALF & EDDY, 2003). Essa biomassa ativa é responsável pela degradação do substrato contido no fluxo esgoto, possuindo um tempo de residência superior a 20 dias (CHERNICHARO, 2007), podendo atingir até 100 dias (METCALF & EDDY, 2003).

Esses filtros são geralmente operados em fluxo vertical, sendo o fluxo ascendente o mais utilizado. Nessa configuração, o líquido é introduzido pela base, fluindo pelo material suporte do filtro até o topo, deixando o meio afogado, tornando-se um meio anaeróbio (CHERNICHARO, 2007).

No seu emprego para o tratamento de esgotos domésticos, a remoção de matéria orgânica ocorre principalmente na parte inferior do reator, usualmente constituído por um fundo falso, e no início da camada do meio suporte, o que conduz a utilização de alturas mais reduzidas para o reator (CHERNICHARO, 2007). A NBR 13969 (ABNT, 1997) recomenda que a altura do leito filtrante, incluindo o fundo falso, se restrinja a 1,20 m, devendo esse fundo falso limitar-se a uma profundidade

de 0,60 m (**Figura 2**). O diâmetro mínimo recomendado pela norma para o filtro anaeróbio é de 1,95 m no tratamento de efluentes de tanques sépticos.



**Figura 2.** Dimensões gerais de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

(Fonte: adaptado de ABNT, 1997; Chernicharo, 2007).

Conforme Van Haandel & Lettinga (1994), a escolha do material suporte de um filtro anaeróbio em escala real pode ser um empecilho em relação ao custo do material de enchimento, que pode ter a mesma ordem de grandeza que o valor da própria construção do reator.

Nesse contexto, sistemas de tratamento de esgotos por filtros anaeróbios que sejam acessíveis para comunidades rurais e/ou isoladas vêm sendo pesquisados pela UNICAMP, destacando-se a pesquisa conduzida por Tonon et al. (2015) na qual se verificou, com o emprego de filtros anaeróbios com leito de casca de coco verde – material abundante em qualquer região do Brasil e de baixo custo – operados em fluxo ascendente com um TDH de 9 horas, resultados satisfatórios

para o tratamento direto de esgoto sanitário bruto: remoção média de  $65 \pm 15\%$  tanto de DQO quanto de DBO, tendo o afluente (esgoto bruto) um valor médio de  $982 \pm 424 \text{ mg.L}^{-1}$  de DQO e  $385 \pm 189 \text{ mg.L}^{-1}$  de DBO.

Percentuais médios semelhantes de remoção de DQO e DBO também foram apontados por Bodík et al. (2002), no tratamento de esgoto bruto por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente em escala de bancada operado à  $24^{\circ}\text{C}$  com TDH de 6 horas: 80% de remoção de DQO (valor médio do afluente de  $450 \text{ mg.L}^{-1}$  e efluente de  $91 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e 84% de remoção de DBO (valor médio do afluente de  $320 \text{ mg.L}^{-1}$  e efluente de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ ).

Destaca-se também o estudo de Sharma e Kazmi (2015), no qual avaliou-se o desempenho de um reator compacto anaeróbio de duas câmaras (decantador primário seguido por um filtro anaeróbio ascendente com material suporte de anéis de polipropileno), com volume útil total de 1.200 L, empregado para o tratamento de esgoto sanitário de uma única residência com cinco habitantes, possuindo um TDH de em torno de 48h e operado por um ano, obtendo-se os seguintes resultados: média de 71% de remoção de DQO (valor médio do esgoto bruto de  $858 \pm 254 \text{ mg.L}^{-1}$  e efluente tratado de  $208 \pm 84 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e 69% de DBO (valor médio do esgoto bruto de  $382 \pm 80 \text{ mg.L}^{-1}$  e efluente tratado de  $123 \pm 51 \text{ mg.L}^{-1}$ ).

Alinhando-se com os estudos desenvolvidos na UNICAMP que avaliaram o desempenho de sistemas de tratamento compostos por filtros anaeróbios seguidos por filtros de areia (TONETTI et al. 2012b; TONETTI et al. 2013; TONON et al. 2015; SILVA et al., 2015), um dos objetivos do presente estudo foi avaliar o desempenho da vermifiltração aplicada no tratamento de efluente de filtro anaeróbio.

Como referência, ressalta-se que Nie et al. (2014) estudaram um sistema de vermifiltração em escala real constituído de um filtro anaeróbio de fluxo descendente com brita como material suporte (dimensões de 0,2 m, 1,0 m e 1,6 m de largura, comprimento e altura, respectivamente) seguido de dois vermifiltros em série (cada um com dimensões de 0,4 m, 1,0 m e 1,0 m de largura, comprimento e altura, respectivamente), empregados para o tratamento de esgotos sanitários de residências familiares de uma vila rural da cidade de Yixing, província de Jiangsu na

China, obtendo-se uma remoção global acima de 90% de DQO ao longo de todo o período analisado de 90 dias (a DQO do afluente de entrada no filtro anaeróbio teve variações de 100 a 300 mg.L<sup>-1</sup>).

### 3.4. Vermifiltração

Estimava-se na década de 1980 que cerca de 31% de biofiltros percoladores de diversas Estações de Tratamento de Esgotos pesquisados no Reino Unido apresentavam a incidência de minhocas da espécie *Eisenia fetida*, levando-se à suposição de que esse invertebrado ocasionaria melhorias no desempenho de remoção de matéria orgânica em biofiltros (HARTENSTEIN et al., 1984).

Desse modo, Hartenstein et al. (1984) buscaram selecionar o melhor material que poderia ser utilizado como meio filtrante para um biofiltro com minhocas, estudando o desenvolvimento de populações de minhocas das espécies *Eisenia andrei* e *Eudrilus eugeniae* em diferentes leitos feitos de jornal, casca de pinheiro, brita, musgo de turfa calado, pano de algodão, espuma de borracha, isopor e esponja, durante 18 semanas com aplicações diárias (TAS de 3 a 76 L.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>) de lodo oriundo da ETE de lodos ativados de *Limestone-Meadowbrook, Onondaga County*, Nova Iorque, EUA. Como resultado, verificou-se o melhor desenvolvimento populacional de ambas as espécies nos leitos de materiais orgânicos (casca de pinheiro e musgo de turfa calado).

Esse novo tipo de biofiltro, denominado vermifiltro, foi pioneiramente reportado na literatura científica por Soto & Tohá (1998) como uma unidade de tratamento de esgoto sanitário na Universidade do Chile, compondo um sistema constituído por um vermifiltro seguido por uma câmara de desinfecção por radiação ultravioleta. Esse sistema foi patenteado como Sistema Tohá, sendo posteriormente aplicado em diversos sistemas descentralizados no Chile (UNDP, 1998).

Os vermifiltros são filtros biológicos aeróbios com a presença de uma camada superior de substrato com material orgânico e minhocas de espécies epigéicas detritívoras, normalmente utilizadas em processos de vermicompostagem. Essas

minhocas proporcionam uma aeração natural e a granulação de partículas argilosas, além de fragmentar sedimentos e areia. Como consequência, há o aumento da superfície específica do meio filtrante e a ampliação da capacidade de retenção de compostos orgânicos e inorgânicos. Desse modo, os sólidos suspensos presentes no afluente são retidos no topo do vermifiltro, sendo inicialmente decompostos pelas minhocas e posteriormente processados pelos microrganismos presentes em todas as camadas do biofiltro (SINHA et al. 2008).

A vermifiltração possui a vantagem da ausência de formação de lodo na unidade, minimizando despesas adicionais que seriam necessárias para o tratamento e disposição final da fase sólida, gerando um vermicomposto rico em nutrientes que pode ser aproveitado como biofertilizante, além de um efluente líquido suficientemente clarificado para o reúso em fins não potáveis, como irrigação, lavagem de pisos e descarga de vasos sanitários (XING et al. 2005; SINHA et al. 2008; LIU et al. 2009).

Outra vantagem do processo relaciona-se a sua não liberação de mal odores, pois a aeração natural do meio (incrementada pela presença de minhocas) inibe a ação de microrganismos anaeróbios que liberam gases de forte odor, tais como sulfeto de hidrogênio e mercaptanos (SINHA et al. 2008).

Quanto à configuração de um vermifiltro, ainda não há um consenso na literatura científica quanto à melhor composição do substrato a ser utilizado para a camada superior com minhocas. Diversos materiais foram empregados, principalmente serragem misturada a outros agregados (SOTO ; TOHÁ, 1998; LI et al., 2009; SARTORI, 2010; NIE et al., 2014), ou somente agregados sem a mistura de outros componentes (XING et al., 2010; LIU et al., 2013), ou até mesmo solo puro (SINHA et al., 2008). Contudo, há pouco detalhamento de todos os componentes utilizados em cada substrato sem a especificação dos respectivos tamanhos das partículas e proporções de mistura, tendo alguns autores indicado o uso de uma camada de apenas de “húmus” ou “vermicomposto” (SOTO ; TOHÁ, 1998; TAYLOR et al., 2003; KUMAR et al., 2014; ARORA et al., 2014).

Ressalta-se assim que ainda há pouca informação que correlacione o substrato empregado para as minhocas com o TDH e TAS da unidade, bem como com a capacidade de retenção e degradação de carga orgânica, além da relação desta última com a TAS empregada, que poderia ser expressada como “Taxa de Aplicação Superficial Orgânica” (TASO).

Dentre as referidas pesquisas que utilizaram serragem na composição do substrato com minhocas, apenas Soto & Tohá (1998) reportaram a necessidade de reposição de serragem após alguns meses (não especificando exatamente quantos), bem como de remoção de vermicomposto do topo do reator ao longo do ano, contudo, sem estabelecer nenhum método ou critério para essas ações.

Salienta-se também que alguns parâmetros operacionais dos vermifiltros, tais como dosagens de afluente empregadas, intervalos entre aplicações e a vazão durante a aplicação, são informações que não foram reportadas em diversos estudos consultados na presente revisão bibliográfica, sendo pouco evidenciado na literatura científica a sua relação com o desempenho desses reatores.

O estudo do processo da vermifiltração ainda é pouco expressivo na literatura brasileira, com estudos iniciais na Universidade Federal de Viçosa (SARTORI, 2010), mas amplamente estudada na Austrália (TAYLOR et al. 2003; SINHA et al. 2008), China (LI et al., 2009; XING et al. 2010; LIU et al. 2013; NIE et al. 2014) e Índia (KUMAR et al. 2014; ARORA et al. 2014).

Desse modo, apresentam-se na **Tabela 1** os principais estudos do processo da vermifiltração empregada para o tratamento de efluentes sanitários, com as principais características dos sistemas de tratamento. Para as características dos afluentes utilizados em cada estudo, foram indicados os principais parâmetros reportados pelos respectivos autores, apontando-se ainda a Taxa de Aplicação Superficial Orgânica (TASO) determinada pela multiplicação da TAS pela concentração de DBO e DQO, resultando na unidade expressa por  $\text{gDBO.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  e  $\text{gDQO.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , respectivamente.

**Tabela 1.** Principais estudos e características dos vermifiltros aplicados para o tratamento de esgotos sanitários

<b>Autores</b>	<b>Soto &amp; Tohá, 1998</b>	<b>Taylor et al. 2003</b>	<b>Sinha et al. 2008</b>
<b>Escala / área superficial do Vermifiltro</b>	Vermifiltro seguido de uma câmara de radiação UV para o tratamento de efluentes de 1.000 pessoas; vazão média de 1 L.s <sup>-1</sup> ; área superficial do vermifiltro não informada	Escala bancada: reator formado por 5 tubos de PVC de Ø250 mm cada com 10 cm de profundidade sobre um leito de filtragem de 50 cm de profundidade.	Escala bancada: kit em PVC (dimensão da área não fornecida) para tratar uma única aplicação de 5 a 6 L de efluente por dia.
<b>Efluente utilizado</b>	Esgoto Sanitário (características do efluente não foram informadas).	Esgoto bruto da Universidade de Queensland, Australia.	Esgoto bruto da ETE de Oxley no sul de Brisbane, Australia.
<b>Camadas (do topo para o fundo)</b>	- 10 a 20 cm de húmus com minhocas; - Camadas sequenciais de serragem, pedrisco e brita. (Detalhes não informados).	- 10 cm coluna de vermicompostagem; - Leito de filtração com 50 cm de profundidade. (Detalhes não informados).	- 10 cm de solo puro (solo de jardim) com minhocas; - 20 cm de agregados (Ø10 a 12 mm) misturados com areia; - 25 cm de agregados (Ø35 a 45 mm); - 25 cm de brita (Ø75 mm).
<b>Espécie de minhoca</b>	<i>Eisenia andrei</i> .	<i>Eisenia fetida</i> .	Mistura de <i>Eisenia fetida</i> , <i>Perionyx excavatus</i> , e <i>Eudrilus euginae</i> .
<b>População inicial de minhocas</b>	5.000 a 10.000 minhocas.m <sup>-2</sup> .	1.250g de minhocas no total. (~2.500 minhocas).	20.000 minhocas.m <sup>-3</sup> .
<b>Temperatura durante operação</b>	Não informado.	Não informado.	Mantida a 21,5°C.
<b>TDH</b>	Não informado.	Não informado.	1 a 2 horas.
<b>TAS</b>	1.000 L.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	130 L.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	Não informado.
<b>Período de ambientação</b>	Não informado.	10 dias.	1 semana.
<b>Período de análise</b>	2 anos.	10 semanas.	14 semanas.
<b>Características do afluente aplicado ao vermifiltro</b>	Apenas foi formado a faixa de valores de DBO: de 200 a 300 mg.L <sup>-1</sup> .	Não informado.	Faixa de valores: DBO de 200 a 400 mg O <sub>2</sub> /L, DQO de 116 a 285 mg.L <sup>-1</sup> , SST de 300 a 350 mg.L <sup>-1</sup> , Turbidez de 70 a 100 uT
<b>TASO</b>	200 a 300 gDBO. m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	Dados insuficientes para determinação.	Dados insuficientes para determinação
<b>Resultados / eficiência do vermifiltro</b>	Remoção média de 91,2 ± 4,1% de DBO, 90 ± 4,4% de SST, 89 ± 5,4% de SSV, 71 ± 9% de N e 62 ± 8,4% de P.	Redução de DBO e DQO tão eficiente quanto de ST - valores de pelo menos na faixa de 70 a 80%.	Remoção acima de 98% de DBO, acima de 45% de DQO, acima de 90% SST e acima de 98% de turbidez.

<b>Autores</b>	<b>Li et al. 2009</b>	<b>Xing et al. 2010</b>	<b>Sartori, 2010 (UFV - MG)</b>
<b>Escala / área superficial do Vermifiltro</b>	Protótipo em concreto de 10 m <sup>2</sup> em área (4,0 x 2,5m), com 2,0 m de altura.	Escala piloto de 8,7 m <sup>2</sup> de área.	27 protótipos em alvenaria de 2,0 m <sup>2</sup> em área cada (1,0 x 2,0m) e 1,2m de profundidade.
<b>Efluente utilizado</b>	Esgoto bruto passado por tratamento preliminar proveniente de uma ETE de um subúrbio de Shanghai, China.	Esgoto sanitário da ETE de Quyang, localizada na cidade de Shanghai, China.	Esgoto doméstico proveniente de condomínio residencial, após tratamento preliminar tanque séptico.
<b>Camadas (do topo para o fundo)</b>	- 30 cm de mistura de pó de serra fina, palha e grama com minhocas; - 40 cm de pó de serra e palha; - 20 cm de areia de quartzo fina (Ø10 a 15 mm); - 10 cm de areia de quartzo grossa (Ø20 a 40 mm).	- 20 cm de "areia cerâmica" (areia de fundição artificial feita na China - Ø3,0 a 5,0 mm) e areia de quartzo (Ø1,4 a 2,36 mm) com minhocas; - 10 cm de areia de quartzo (Ø1,4 a 1,65 mm); - Tanque de sedimentação de lodo.	- 60 cm de material orgânico (bagaço de cana-de-açúcar, ou serragem ou lixo orgânico domiciliar compostado) onde foram adicionadas as minhocas; - 20 cm de Brita 1 para drenagem.
<b>Espécie de minhoca</b>	<i>Eisenia andrei</i> .	<i>Eisenia fetida</i> .	<i>Eisenia fetida</i>
<b>População inicial de minhocas</b>	3.000 minhocas.m <sup>-2</sup> .	21.000 minhocas.m <sup>-2</sup> .	1.500 minhocas em cada vermifiltro (1.250 minhocas por m <sup>3</sup> de substrato).
<b>Temperatura durante operação</b>	Sem controle de temperatura, sendo registrado 35°C no dia mais quente.	Sem controle de temperatura, sendo registrado valores de 22 a 34°C.	Sem controle de temperatura.
<b>TDH</b>	Não informado.	Não informado.	Não informado.
<b>TAS</b>	1.500 a 3.000 L.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	2.400 a 6.000 L.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	500, 1.000 e 1.500 L.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .
<b>Período de ambientação</b>	4 dias.	60 dias	Não informado.
<b>Período de análise</b>	1 ano.	4 meses.	5 meses.
<b>Características do afluente aplicado ao vermifiltro</b>	Valores médios: 159,7 ± 40,2 mg.L <sup>-1</sup> de DBO; 323,7 ± 79,5 mg.L <sup>-1</sup> de DQO; 188,8 ± 75,2 mg.L <sup>-1</sup> de SST; 60,5 ± 10,7 mg.L <sup>-1</sup> de N Total; 5,6 ± 1,8 mg.L <sup>-1</sup> de P Total.	Faixa de valores: DBO de 14 a 44 mg.L <sup>-1</sup> , DQO de 42 a 100 mg/L; SST de 14 a 48 mg.L <sup>-1</sup> ; NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de 6 a 29 mg.L <sup>-1</sup> ; N Total de 16 a 29 mg.L <sup>-1</sup> .	Faixa de valores: Turbidez de 29 a 70 uT; DBO de 111 a 275 mg.L <sup>-1</sup> ; DQO de 432 a 824 mg.L <sup>-1</sup> ; SST de 116 a 196 mg.L <sup>-1</sup> ; N Total de 35,15 a 64,76 mg.L <sup>-1</sup> ; P Total de 7,17 a 8,30 mg.L <sup>-1</sup> .
<b>TASO</b>	283 a 566 gDQO.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	100 a 600 gDQO.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	216 a 1.236 gDQO.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .
<b>Resultados / eficiência do vermifiltro</b>	Remoção média de 90,6 ± 5,8% de DBO; 86,8 ± 6,8% de DQO; 94,7 ± 1,8% de SST; 54,0 ± 10,4% de N Total; 59,3 ± 11,6% de P Total.	Remoção de 54,78 a 60,89% de DBO; 47,26 a 57,55% de DQO; 62,06 a 77,9% de SST; 21,01 a 62,31% de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; 9,82 a 11,9% de N total.	Remoção de até: 91% de turbidez; 80% de DBO; 74% de DQO; 86% de SST; 74% de N Total; 69% de P Total.

Autores	Liu et al. 2013	Nie et al. 2014	
<b>Escala / área superficial do Vermifiltro</b>	Escala real: 2 vermifiltros em paralelo, vazão de 30m <sup>3</sup> .dia <sup>-1</sup> cada. Área não informada.	Escala bancada: Área de 0,15 m <sup>2</sup> (34 x 44 cm) e altura total de 1,20 m.	Escala real: 1 filtro anaeróbio (20 cm x 100 cm x 160 cm) seguido de 2 vermifiltros (40 cm x 100 cm x 100 cm) em série.
<b>Efluente utilizado</b>	Esoto sanitário bruto (após tanque de equalização) de vila rural da cidade de Shanghai, China.	Efluente sanitário de um tanque séptico localizado no campus da <i>Fundan University</i> , Shanghai, China.	Efluente sanitário de um filtro anaeróbio do sistema de tratamento que atende 40 famílias de uma vila rural da cidade de Yixing, província de Jiangsu, China.
<b>Camadas (do topo para o fundo)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 30 cm de "areia cerâmica" (areia de fundição artificial feita na China - Ø3,0 a 5,0 mm);</li> <li>- Tanque de sedimentação (o lodo é posteriormente direcionado para um leito de secagem).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 40 cm de serragem com solo (proporção de 3:1 em volume) com minhocas;</li> <li>- 20 cm de areia (Ø0,2 a 2 mm);</li> <li>- 10 cm de brita (Ø2 a 10 mm);</li> <li>- 20 cm de brita (Ø15 a 30 mm);</li> <li>- 30 cm brita (Ø20 a 40 mm).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 40 cm de serragem com solo (proporção de 3:1 em volume) com minhocas;</li> <li>- 10 cm de areia (Ø0,2 a 2 mm);</li> <li>- 5 cm de brita (Ø2 a 10 mm);</li> <li>- 30 cm de "areia cerâmica" (areia de fundição artificial feita na China - Ø20 a 30 mm);</li> <li>- 15 cm brita (Ø20 a 40 mm).</li> </ul>
<b>Espécie de minhoca</b>	<i>Eisenia fetida</i>	<i>Eisenia fetida</i>	<i>Eisenia fetida</i>
<b>População inicial de minhocas</b>	8 g de minhocas / litro de substrato. (Aprox. 16.000 minhocas adultas.m <sup>-3</sup> ).	12,5 g de minhocas / litro de substrato. (Aprox. 25.000 minhocas adultas.m <sup>-3</sup> ).	12,5 g de minhocas / litro de substrato. (Aprox. 25.000 minhocas adultas.m <sup>-3</sup> ).
<b>Temperatura durante operação</b>	Sem controle de temperatura, sendo registrado valores de 5,2 a 33,9°C.	Sem controle de temperatura.	Sem controle de temperatura.
<b>TDH</b>	Não informado.	Não informado.	Não informado.
<b>TAS</b>	4.000 a 4.800 L.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	1.000 L.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	1.000 L.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .
<b>Período de ambientação</b>	Aproximadamente 2 meses.	28 dias.	28 dias.
<b>Período de análise</b>	21 meses.	10 meses.	5 meses.
<b>Características do afluente aplicado ao vermifiltro</b>	Valores médios: 39,1 ± 10,2 mg.L <sup>-1</sup> de DBO; 92,2 ± 18,0 mg.L <sup>-1</sup> de DQO; 50,64 ± 15,1 mg.L <sup>-1</sup> de SST; 9,64 ± 5,9 mg.L <sup>-1</sup> de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Faixa de valores: DQO de 75 a 380 mg.L <sup>-1</sup> ; NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de 15 a 90 mg.L <sup>-1</sup> ; N Total de 20 a 95 mg.L <sup>-1</sup> ; P Total de 3 a 10 mg.L <sup>-1</sup>	Faixa de valores: DQO de 100 a 250 mg.L <sup>-1</sup> ; NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de 6 a 40 mg.L <sup>-1</sup> ; N Total de 15 a 45 mg.L <sup>-1</sup> ; P Total de 1,9 a 4,8 mg.L <sup>-1</sup>
<b>TASO</b>	203 a 243 gDQO.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	75 a 380 gDQO.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	100 a 250 gDQO.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .
<b>Resultados / eficiência do vermifiltro</b>	Valores médios de remoção: 78,0 ± 14,1% mg.L <sup>-1</sup> de DBO; 67,6 ± 8,3% mg.L <sup>-1</sup> de DQO; 89,8 ± 4,1% mg.L <sup>-1</sup> de SST; 92,1 ± 5,7% de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Faixa de valores: DQO de 20 a 125 mg.L <sup>-1</sup> ; NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de 5 a 55 mg.L <sup>-1</sup> ; N total de 15 a 75 mg.L <sup>-1</sup> ; P Total de 2 a 6,5 mg.L <sup>-1</sup>	Remoção de em torno de 80% de DQO e NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; N Total entre 30 e 70%; P Total entre 50 e 90%.

Autores	Kumar et al. 2014	Arora et al. 2014
<b>Escala / área superficial do Vermifiltro</b>	3 Vermifiltros e 3 filtros sem minhoca em escala de bancada com 0,05 m <sup>2</sup> em área cada (20 x 25 cm) e 30 cm de profundidade.	Escala piloto: câmara prismática de 0,32m <sup>2</sup> (80 x 40 cm) e profundidade de 80 cm.
<b>Efluente utilizado</b>	Esgoto Sintético com a dissolução de uréia e KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> (proporção de DQO/N/P de 300/30/1). Local: <i>Indian Institute of Technology</i> , Roorkee, Índia.	Esgoto Sintético com a dissolução de uréia e KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> (proporção de DQO/N/P de 300/30/1). Local: <i>Indian Institute of Technology</i> , Roorkee, Índia.
<b>Camadas (do topo para o fundo)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 5 cm de substrato (vermicomposto maduro);</li> <li>- 10 cm seixo rolado (Ø6 a 8 mm);</li> <li>- 5 cm seixo rolado (Ø1 a 2 mm);</li> <li>- 5 cm seixo rolado (Ø10 a 12,5 mm).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 20 cm de substrato (vermicomposto maduro);</li> <li>- 15 cm de areia (Ø1 a 2 mm);</li> <li>- 15 cm de cascalho (Ø6 a 8 mm);</li> <li>- 15 cm de cascalho grosso e brita (Ø10 a 12 mm);</li> <li>- 15 cm de espaço vazio para aeração.</li> </ul>
<b>Espécie de minhoca</b>	<i>Eisenia fetida</i>	<i>Eisenia fetida</i>
<b>População inicial de minhocas</b>	150 minhocas por vermifiltro. (10.000 minhocas.m <sup>-3</sup> ).	10.000 minhocas.m <sup>-3</sup> .
<b>Temperatura durante operação</b>	Sem controle de temperatura.	Sem controle de temperatura, sendo registrado valores de 20 a 30°C.
<b>TDH</b>	Não informado.	7,8 horas.
<b>TAS</b>	1.500 a 3.000 L.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	1.000 L.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .
<b>Período de ambientação</b>	Não informado.	2 semanas.
<b>Período de análise</b>	90 dias.	120 dias.
<b>Características do afluente aplicado ao vermifiltro</b>	Valores médios: 472 ± 18 mg.L <sup>-1</sup> de DQO; 327 ± 13 mg.L <sup>-1</sup> de DBO; 289 ± 106 mg.L <sup>-1</sup> de SST; 210 ± 18 mg.L <sup>-1</sup> de COT; 20 ± 2,5 mg.L <sup>-1</sup> de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .	Valores médios: 242 ± 30 mg.L <sup>-1</sup> de DBO; 456 ± 32 mg.L <sup>-1</sup> de DQO; 3,5 x 10 <sup>8</sup> MPN/100 mL de Coliformes Totais; 1,4 x 10 <sup>9</sup> CFU.mL <sup>-1</sup> de Bactérias Heterotróficas.
<b>TASO</b>	708 a 1.281 gDQO.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .	456 gDQO.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> .
<b>Resultados / eficiência do vermifiltro</b>	Valores médios: 57 ± 15 mg.L <sup>-1</sup> de DQO; 8 ± 2 mg.L <sup>-1</sup> de DBO; 29 ± 8,54 mg.L <sup>-1</sup> de SST; 30,5 ± 1,83 mg.L <sup>-1</sup> de COT; 2,7 ± 0,42 mg.L <sup>-1</sup> de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .	Remoção média de 92% de DBO e 74% de DQO. Valores finais de 2,5 x 10 <sup>5</sup> MPN/100 mL de Coliformes Totais e 2,0 x 10 <sup>5</sup> CFU/mL de Bactérias Heterotróficas.

Em relação à escala dos vermifiltros pesquisados, vale evidenciar o desempenho alcançado para a remoção de matéria orgânica apontados nas pesquisas de Liu et al. (2013) ( $78,0 \pm 14,1\%$  mg.L<sup>-1</sup> de DBO;  $67,6 \pm 8,3\%$  mg.L<sup>-1</sup> de DQO;  $89,8 \pm 4,1\%$  mg.L<sup>-1</sup> de SST) e Nie et al. (2014) (remoção acima de 90% de DQO) que empregaram a tecnologia no tratamento descentralizado de efluentes domésticos em escala plena em vilas rurais na China (configurações dos sistemas na **Tabela 1**).

Quanto à eficiência do tratamento de esgoto sanitário, no estudo pioneiro de Soto & Tohá (1998) foi reportada, para uma taxa de aplicação superficial (TAS) de 1.000 L.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, uma remoção de até 99% de DBO, 95% de Sólidos Suspensos Totais, 96% Sólidos Suspensos Voláteis, 89% de nitrogênio total e 70% de fósforo (configurações do sistema na **Tabela 1**).

Kumar et al. (2014) avaliaram ainda, em escala de bancada, a aplicação de cargas mais elevadas de esgoto sintético em vermifiltros, utilizando TAS de 1.500 até 3.000 L.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, atingindo uma elevada remoção de DQO (até 96%), de DBO<sub>5</sub> (até 90%) e de Sólidos Dissolvidos Totais (até 82%), tendo o esgoto afluente a seguinte composição: DQO de  $472 \pm 18$  mg.L<sup>-1</sup>, DBO de  $327 \pm 13$  mg.L<sup>-1</sup>, Sólidos Totais de  $689 \pm 99$  mg.L<sup>-1</sup>, Sólido Suspensos Totais de  $289 \pm 106$  mg.L<sup>-1</sup>, Carbono Orgânico Total  $210 \pm 18$  mg.L<sup>-1</sup>, Nitrogênio Total de  $48,9 \pm 10,6$  mg.L<sup>-1</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N de  $20 \pm 2,5$  mg.L<sup>-1</sup>, Fósforo Total de  $8,1 \pm 3,3$  mg/L e pH de  $7,1 \pm 0,08$  (configurações do sistema na **Tabela 1**).

Vale destacar que em comparação aos sistemas simplificados de filtros de areia para o tratamento de efluentes de filtros anaeróbios, para os quais Tonon et al. (2015) verificaram o desempenho dos filtros de areia com aplicações superficiais de 100 até 800 L.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, tendo a maior TAS atingido um efluente tratado com valores médios de  $18 \pm 16$  mg.L<sup>-1</sup> de DBO e  $68 \pm 49$  mg.L<sup>-1</sup> de DQO, muito embora tenham reportado a colmatagem da camada superficial de areia para TAS superiores a 200 L.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> a cada 90 dias de operação. Desse modo, os vermifiltros podem demandar menores áreas superficiais (já que suportam maiores TAS) para o tratamento do mesmo afluente, apresentando a vantagem de não permitir o entupimento do meio filtrante e a consequente asfixia do meio (SINHA et al., 2008).

Conforme diversos estudos recentes (YANG et al. 2013; LI et al. 2013; LIU et al. 2013) os elevados valores de TAS suportados pelos vermifiltros relacionam-se à rápida estabilização, mineralização e humificação da matéria orgânica ocasionada pelas minhocas, o que proporciona a formação de um biofilme de maior diversidade bacteriana e atividade metabólica.

Xing et al. (2010) também correlacionaram a eficiência de tratamento dos vermifiltros com as atividades enzimáticas decorrente à abundância de minhocas, principalmente com a manutenção de uma população com um maior número indivíduos adultos (peso maior ou igual a 300 mg cada). Para as diversas TAS estudadas pelo autor (2.400 até 6.700 L.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>) o significativo decaimento na remoção de DBO, DQO, sólidos suspensos e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, verificado frente ao gradativo aumento dessas aplicações, relaciona-se com a constatação da diminuição do número de minhocas adultas e da diminuição do TDH na unidade, impedindo que os substratos orgânicos sejam totalmente degradados antes de serem drenados do biofiltro.

Por fim, Zhao et al. (2012) verificaram que a relação entre a carga orgânica do afluente com a sua concentração de compostos nitrogenados pode influenciar na eficiência de remoção de DQO e nutrientes. Por meio de vermifiltros em escala de bancada, os referidos autores experimentaram três distintas relações de carbono/nitrogênio (C/N), definidas pela relação de DQO/NT, manipulada em esgotos sintéticos. Para isso, os autores mantiveram a mesma concentração de NT nos afluentes utilizados, alterando apenas as concentrações de DQO. As três relações de C/N experimentadas foram de 3, 6 e 9, sendo a relação C/N=6 a que apresentou uma maior remoção de DQO: 13% maior que C/N=3 e 4% maior que C/N=9.

### **3.5. Minhocas e a vermicompostagem**

Minhocas são animais invertebrados pertencentes ao Filo Annelida, Classe Clitellata, Subclasse Oligochaeta, que vivem no solo. São vermes segmentados, com simetria bilateral, com uma glândula externa (clitelo). São animais hermafroditas que dependem da cópula de dois indivíduos para a reprodução, na qual, ambos

produzem casulos contendo até 20 óvulos. Os minúsculos ovos, de formato característico semelhante a um limão siciliano, geralmente são depositados perto da superfície do solo, exceto em tempo seco, quando eles são colocados em camadas mais profundas. Esses casulos eclodem após um período de incubação que varia de acordo com a espécie e condições ambientais. Posteriormente, os filhotes ganham sua pigmentação dentro de poucos dias, atingindo sua maturidade sexual em até cinco semanas dependendo das condições do meio. Indivíduos adultos são facilmente distinguidos pela presença do clitelo, de cor contrastante localizado atrás dos poros genitais (DOMINGUEZ ; EDWARDS, 2011a). Normalmente, a expectativa de vida de uma minhoca pode atingir de 3 a 7 anos, dependendo da espécie e das condições ambientais (GERARD, 1960).

Para o processo de vermicompostagem empregam-se espécies epigéicas de minhocas, que vivem na superfície dos solos (0 a 10 cm), habitando tanto ambientes de serrapilheira quanto de solos suspensos sobre galhos, axilas de folhas de palmeiras e bromélias. Essencialmente detritívoras, as minhocas epigéicas se alimentam de resíduos orgânicos, apresentando altas taxas de consumo, digestão e assimilação de matéria orgânica, além de apresentarem uma alta tolerância para uma vasta gama de fatores ambientais (DOMINGUEZ ; EDWARDS, 2011a).

De uma maneira geral, as minhocas epigéicas possuem ciclos de vidas de poucos dias, apresentando uma alta capacidade de reprodução (DOMINGUEZ & EDWARDS, 2011a). Como exemplo, o tempo total que decorre para que um casulo recém depositado, das espécies *Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*, ecloda e que seu filhote atinja a fase sexualmente madura (clitelada), acasale e deposite um novo ovo, varia de 45 a 51 dias. Dentro desse intervalo, o tempo de incubação dos casulos é de 18 a 26 dias. Posteriormente, o tempo para que os filhotes desenvolvam clitelo é de 21 a 30 dias. A colocação de novos ovos começa 48 horas após a cópula, sendo a taxa de produção de casulos de 0,35 a 1,3 por dia. A viabilidade incubação é de 72 a 82%. O número de nascimento de novas minhocas por casulo viável é de 2,5 a 3,8. A expectativa de vida para ambas as espécies, pode alcançar, em condições ambientais ótimas, 4 ou 5 anos, sendo muito menor em um ambiente natural devido às condições do solo e ao grande número de parasitas (protozoários, platelmintos,

rotíferos, nematodas e larvas de moscas) e predadores (formigas, aves e alguns mamíferos) (DOMINGUEZ, 2004; DOMINGUEZ ; EDWARDS 2011a).

Conforme Dominguez & Edwards (2011a), resume-se a apenas cinco espécies epigéicas que são amplamente utilizadas para a vermicompostagem por todo o mundo: *Eisenia andrei*, *Eisenia fetida*, *Dendrobaena veneta*, *Perionyx excavatus* e *Eudrilus eugeniae*.

Dentre essas espécies de minhocas, Dominguez et al. (2005), Dominguez & Edwards (2011a) e Nadolny (2009) reportaram que *Eisenia andrei* e *Eisenia fetida* são as mais comumente utilizadas na vermicompostagem, principalmente por estarem presentes em todo o mundo e por naturalmente colonizarem substratos de elevada concentração de matéria orgânica. Os autores destacam ainda que ambas as espécies toleram uma ampla faixa de variação de temperatura (0 a 35°C) e humidade (50 a 90%), sendo os valores ótimos de 25°C e 85%, respectivamente.

Embora se assemelhem morfológicamente e apresentem a mesma tolerância a algumas diversidades ambientais, sendo até mesmo confundidas por diversas vezes na literatura científica, as minhocas *Eisenia andrei* e *Eisenia fetida* são espécies distintas e possuem características peculiares. A minhoca *Eisenia fetida* apresenta listras mais evidentes ao longo de seu corpo, sendo vulgarmente chamada por todo o mundo de “minhoca-tigre”. Já a *Eisenia andrei* é uniformemente avermelhada com listras pouco aparentes (DOMINGUEZ et al. 2005).

Dominguez et al. (2005) investigaram a capacidade reprodutiva de ambas as espécies, iniciando seus estudos com o alojamento de indivíduos virgens maduros de *E. andrei* e *E. fetida* em casais por uma semana. Após a cópula, as minhocas foram isoladas e, posteriormente, a sua massa, o número de casulos produzidos, o sucesso de eclosão e o número de filhotes por casulo foram registrados por 15 semanas. Os cruzamentos inter e intraespécies confirmaram o isolamento reprodutivo entre *E. fetida* e *E. Andrei*, sendo, portanto, consideradas espécies biológicas distintas. Na mesma pesquisa, os autores ainda reportaram que a espécie *E. andrei* apresentou taxas de crescimento e de reprodução mais elevadas, o que pode indicar maior eficiência no processo de vermicompostagem.

A vermicompostagem consiste na oxidação e estabilização da matéria orgânica pela ação conjunta de minhocas e microrganismos. Embora sejam os microrganismos que degradam bioquimicamente a matéria orgânica, as minhocas são os condutores cruciais do processo, à medida que elas arejam, condicionam e fragmentam o substrato, aumentando assim drasticamente a atividade microbiana. Minhocas agem como trituradores da matéria orgânica, alterando seu estado físico e químico através da redução gradual da relação de C/N, aumentando a área de superfície da matéria exposta aos microrganismos, tornando-se muito mais favorável para a atividade microbiana, acelerando a sua decomposição (DOMINGUEZ ; EDWARDS, 2011b).

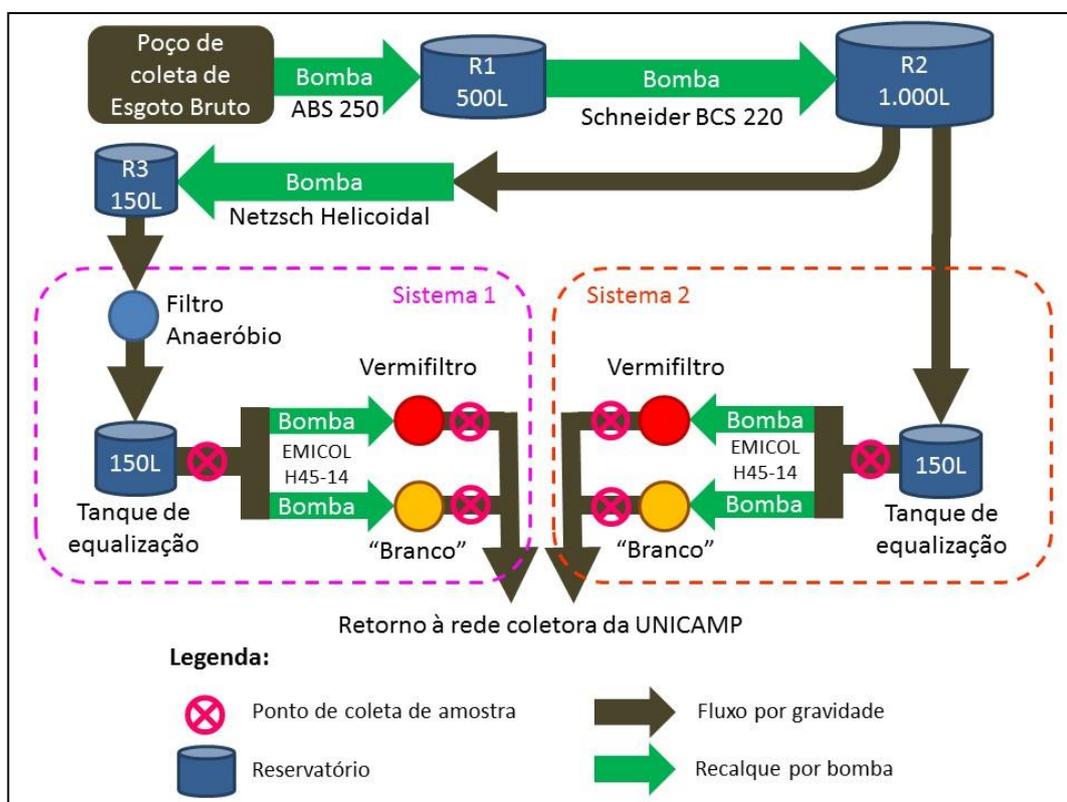
Assim como outros animais que habitam o solo, minhocas não possuem mucosas suficientemente desenvolvidas para a digestão de material vegetal, dependendo, portanto, da ação de microrganismos de vida livre e dos associados ao seu sistema digestivo (DOMINGUEZ ; EDWARDS, 2011b). Essa simbiose permite assim a formação de um vermicomposto rico em nutrientes (nitrogênio e fósforo), homogeneizando a matéria orgânica ao longo do substrato. O vermicomposto é ainda coberto por uma secreção antibacteriana oriunda dos fluídos celômicos que inibe somente o crescimento de microrganismos patógenos (DOMINGUEZ ; EDWARDS, 2011b; PIERRE et. al., 1982).

O processo de degradação da fração orgânica promovido pela vermicompostagem também é verificado no tratamento de efluentes sanitários por vermifiltração (SINHA et al., 2008). Vale destacar ainda que, nesse processo, o pH de águas residuais pode ser praticamente neutralizado pelas minhocas, tendo as espécies *Eisenia andrei* e *Eisenia fetida* capacidade de se desenvolverem em ambientes com variações de pH entre 6,2 e 9,7, tolerando um valor de pH até de 5,0 (HUGHES et. al., 2007). Hughes et. al., (2008) também verificaram que a amônia tem baixa toxicidade para a sobrevivência de minhocas em vermifiltros, não sendo verificada mortalidade com concentrações nominais de até 2,0 g.kg<sup>-1</sup> de sulfeto de amônio, e constatada uma Concentração Letal Média (CL<sub>50</sub>) de 1,49 g.kg<sup>-1</sup> para cloreto de amônio.

## 4. METODOLOGIA

### 4.1. Descrição geral do sistema de tratamento de efluentes

As unidades constituintes do sistema de tratamento de esgotos sanitários por vermifiltração foram instaladas dentro das dependências do Laboratório de Protótipos de Tratamento de Águas e Efluentes (LabPro) da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC) da UNICAMP, sendo utilizado esgoto bruto proveniente da rede coletora interna ao campus da UNICAMP como afluente. Foram contemplados dois sistemas de vermifiltração operados por 108 dias: um vermifiltro antecedido de um filtro anaeróbico de fluxo ascendente e outro que recebia diretamente o esgoto bruto (**Figura 3**). Cada sistema operou com uma unidade comparativa de controle em paralelo (“branco”), constituído por um biofiltro semelhante ao vermifiltro, porém sem minhocas.



**Figura 3.** Esquema geral dos sistemas de vermifiltração implantados no LabPro-FEC

O esgoto bruto era coletado a partir de um poço interligado à rede coletora do campus, construído no ponto mais alto da área pertencente ao LabPro. A sucção era

feita através de uma bomba da marca ABS, modelo Robusta Submersível 250M, com capacidade para recalcar sólidos grosseiros de até 20 mm de diâmetro.

Desse modo, o esgoto sanitário era conduzido ao primeiro reservatório R1 apoiado no solo (**Figura 4**), com capacidade para 500 L. O nível de esgoto dentro do R1 foi controlado por meio de um sistema de boias, que realizava o acionamento / interrupção da bomba primária submersa.

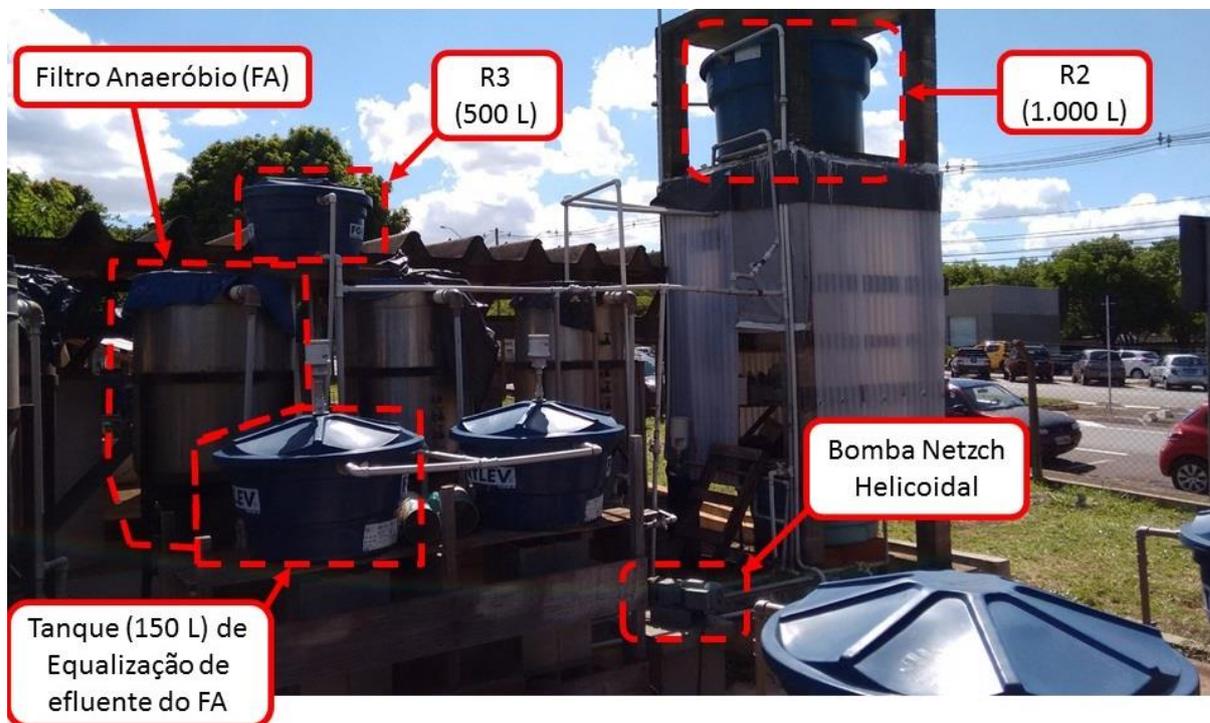


**Figura 4.** Vista do poço de coleta de esgoto bruto e do reservatório de esgoto R1.

Na sequência, uma segunda bomba (marca Schneider, modelo BCS 220), acoplada dentro do R1, recalca o efluente até o reservatório R2 de 1.000 L de capacidade elevado a aproximadamente 3,2 m do solo (**Figura 4**). O reservatório R2 era responsável por fornecer efluente bruto a ambos os sistemas de vermifiltração. Destaca-se que os reservatórios R1 e R2 eram preenchidos diariamente com esgoto bruto pelo acionamento manual da bomba posicionada no poço de coleta de esgoto (bomba ABS Robusta Submersível 250M).

No Sistema 1 (filtro anaeróbio seguido por vermifiltro), o R2 abastecia o reservatório R3 (de 150 L de capacidade) a uma vazão constante através da bomba helicoidal da marca Netzch, modelo NM011BY02S12B, controlada por um painel

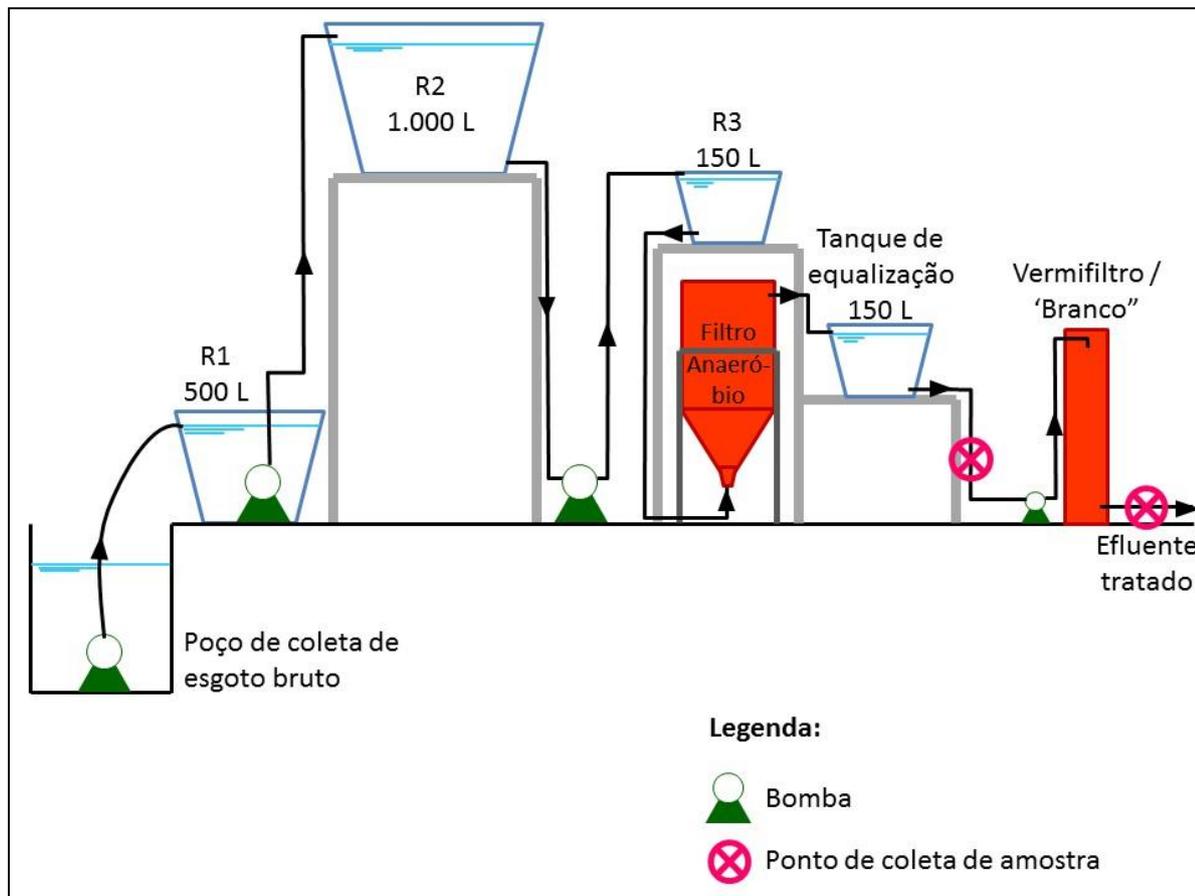
CLP que permitia a fixação de sua vazão de operação. Conseqüentemente, o R3 alimentava por gravidade, também a uma vazão constante, o filtro anaeróbio de fluxo ascendente (**Figura 5**).



**Figura 5.** Vista frontal dos reservatórios R2, R3 e do Filtro Anaeróbio.

O efluente líquido do filtro anaeróbio era direcionado a um tanque de equalização que manteve o nível da lâmina líquida constante a uma altura de aproximadamente 1,50 m do solo. Parte do líquido era utilizado como afluente ao vermifiltro e ao “branco”, retornando-se o excedente à rede coletora de esgotos da UNICAMP. Na **Figura 6** apresenta-se o perfil esquemático do Sistema 1.

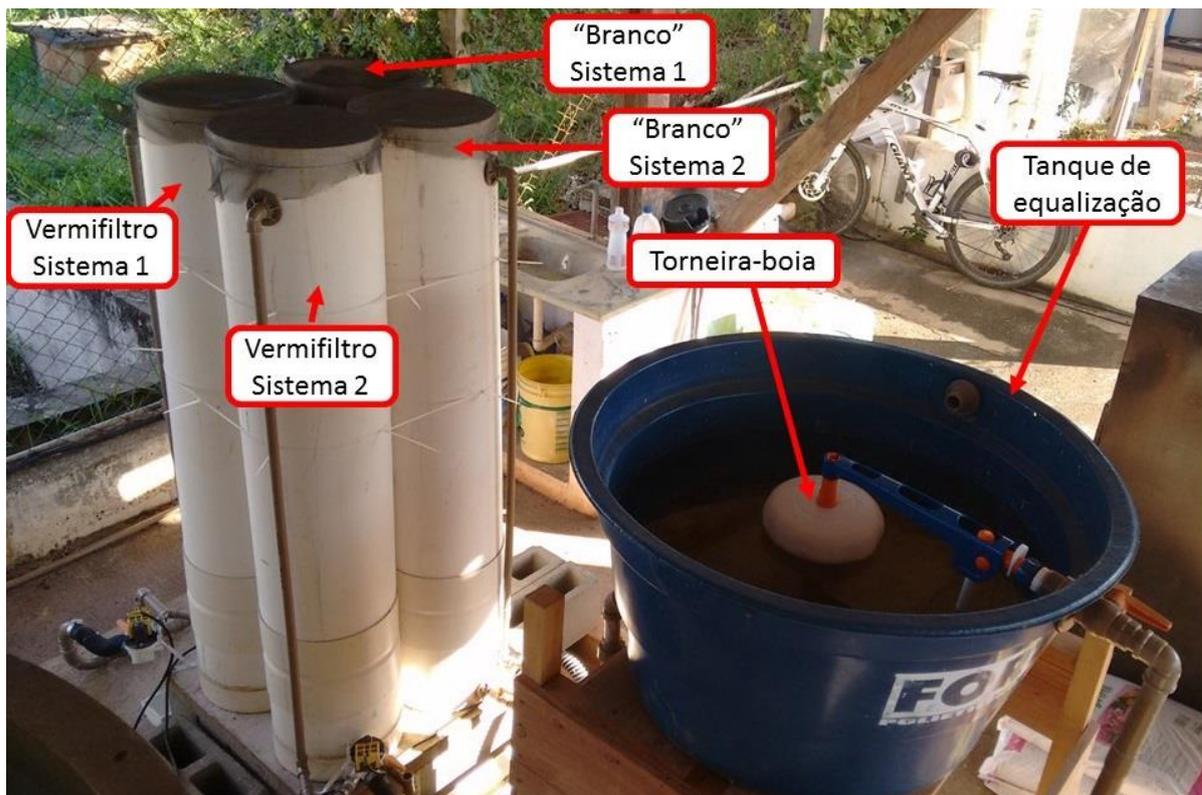
A dosagem de afluente do vermifiltro e do “branco” era realizado por bombas de máquinas de lavar roupas (Marca EMICOL, modelo H45-14 – **Figura 8**), que foram conectados a um CLP que permitia a programação das aplicações ao longo do dia.



**Figura 6.** Perfil esquemático do Sistema 1 de vermifiltração.

No Sistema 2, constituído apenas por um vermifiltro como unidade de tratamento biológico, o reservatório R2 abastecia por gravidade o tanque de equalização que mantinha o nível da lâmina líquida a uma altura constante de aproximadamente 1,50 m do solo. Tanto a alimentação quanto a manutenção do nível eram realizadas por uma torneira-boia instalada na entrada do tanque (**Figura 7**). Destaca-se que, para evitar o condicionamento de seu líquido interno por longos períodos, esse tanque de equalização era diariamente esgotado e preenchido com efluente oriundo do reservatório R2.

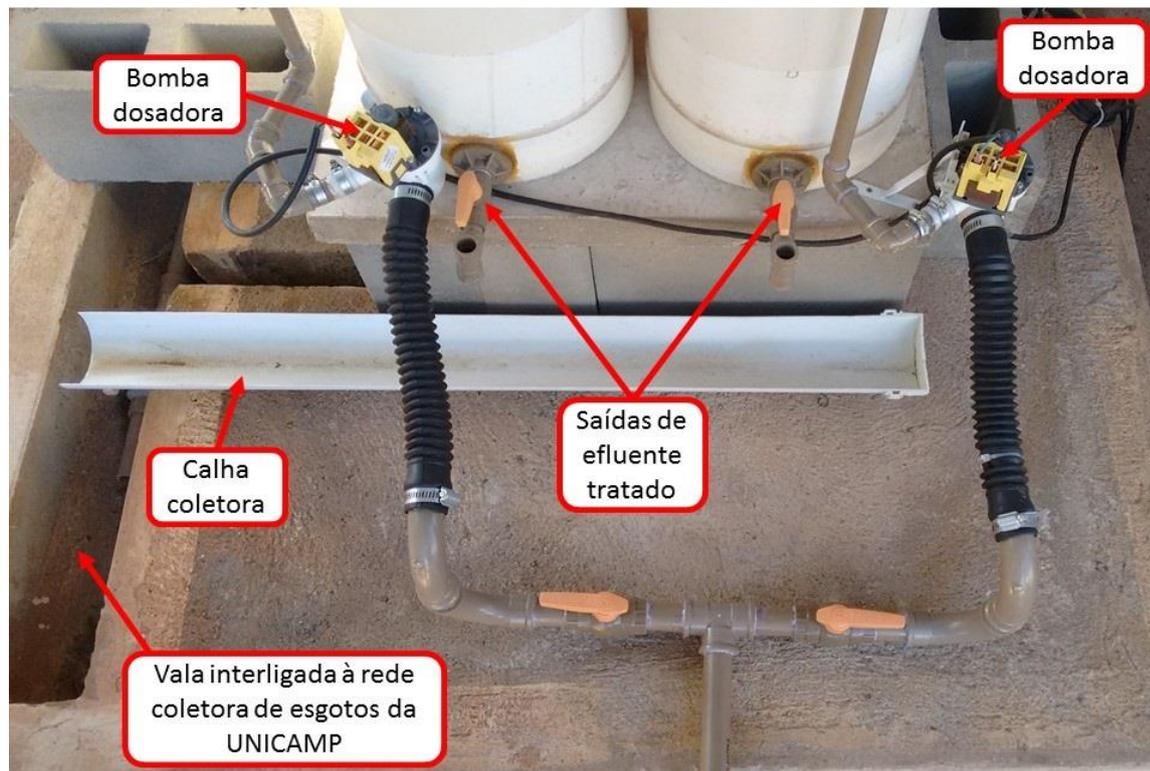
Semelhantemente ao Sistema 1, a dosagem de afluente do vermifiltro e do “branco” do Sistema 2 era realizada por bombas de máquinas de lavar roupas (Marca EMICOL, modelo H45-14 – **Figura 8** e **Figura 9**), conectadas a um CLP que permitia a programação das aplicações ao longo do dia. na **Figura 10** apresenta-se o perfil esquemático do Sistema 2.



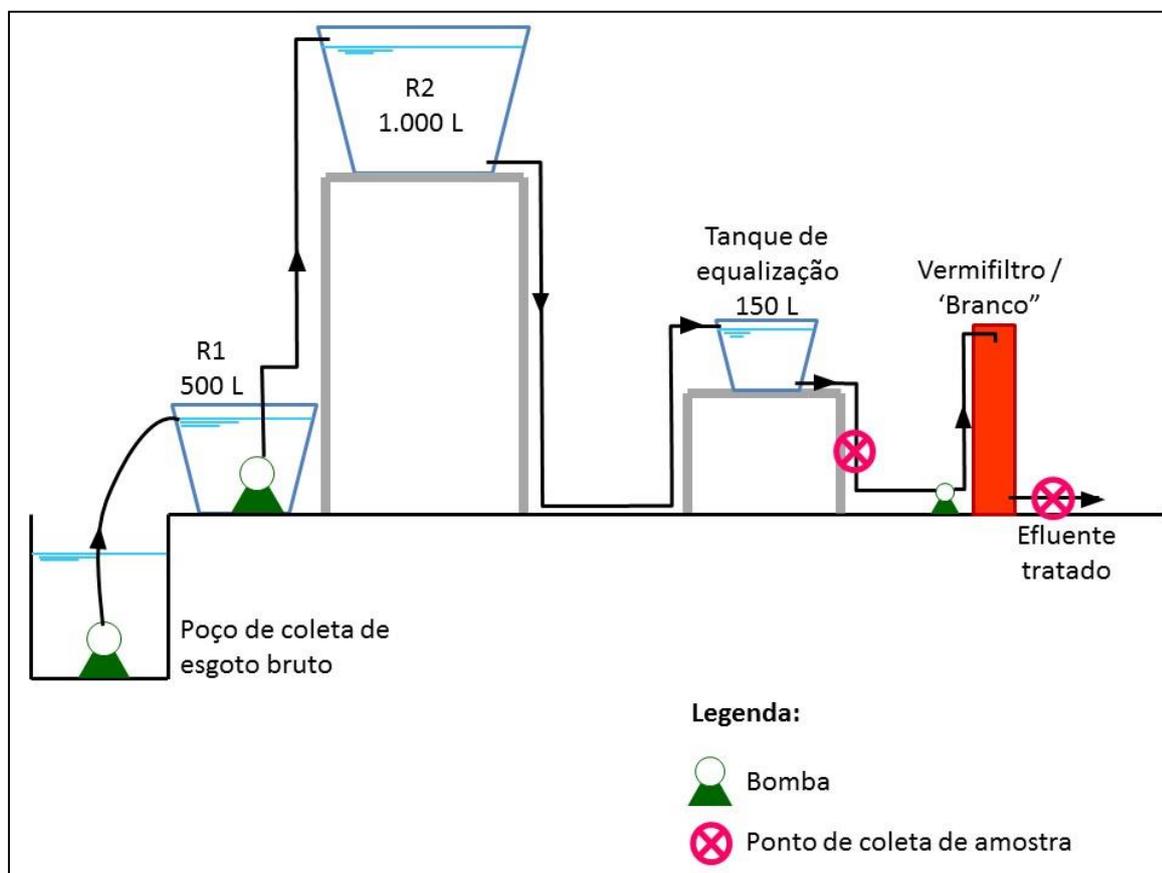
**Figura 7.** Vista superior do vermifiltro do Sistema 2 e do tanque de equalização.



**Figura 8.** Vista frontal dos vermifiltros e "brancos".



**Figura 9.** Vista da calha coletora de efluentes tratados e das bombas dosadoras dos vermifiltros.

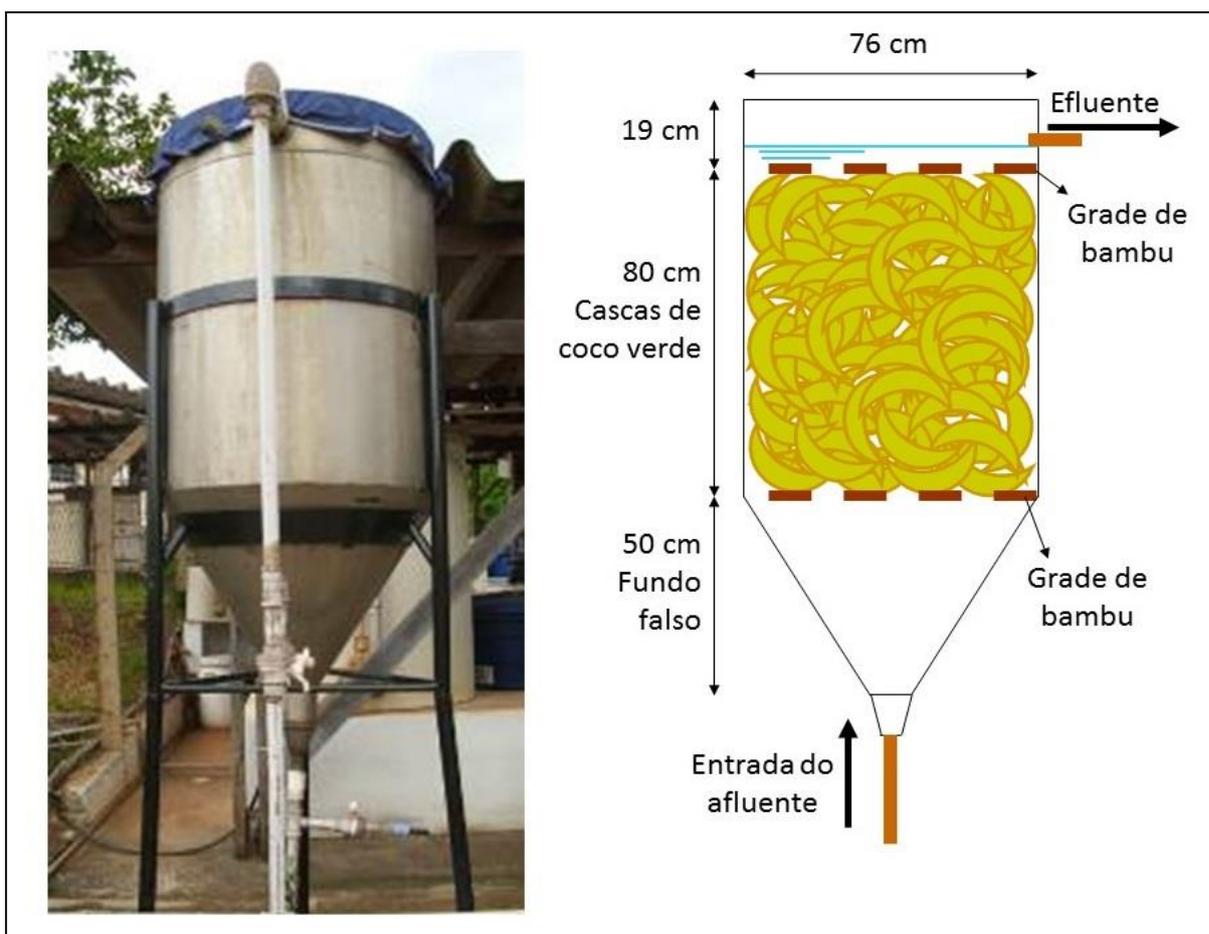


**Figura 10.** Perfil esquemático do Sistema 2 de vermifiltração.

Ressalta-se que em ambos os sistemas de vermifiltração, os efluentes finais tratados foram direcionados à rede coletora de esgotos da UNICAMP.

## 4.2. Filtro Anaeróbio

O filtro anaeróbio utilizado era equivalente ao estudado por Cruz et al. (2013) e Tonon et al. (2015), constituído por uma estrutura em aço inox em formato cilíndrico com fundo cônico de aproximadamente 1,68 m de altura total e 0,76 m de diâmetro, com capacidade de armazenamento máximo de 460 L (**Figura 11**). O reator operava em fluxo ascendente, tendo como material filtrante cascas de coco verde (*Cocos nucifera*) cortadas em partes iguais em formato de concha (**Figura 12**), que atuavam como substrato fixador do biofilme que promovia a degradação anaeróbia da matéria orgânica.



**Figura 11.** Vista frontal e esquema ilustrativo do funcionamento do filtro anaeróbio do Sistema 1

Considerando o volume de vazios do material suporte em  $62,5 \pm 2,4\%$  (CRUZ et al., 2010), o filtro anaeróbio possuía então um volume útil interno (incluindo o fundo falso) de aproximadamente 324 L. Logo abaixo e acima dos substratos internos, foram alocadas grades constituídas de ripas de bambu (*Bambusa tuldoides*) evitando a flutuação desse material e o entupimento da tubulação de saída (**Figura 13**).



**Figura 12.** Cascas de coco verde cortadas em formato de concha



**Figura 13.** Grade de bambu acomodada ao filtro anaeróbio

O filtro anaeróbio foi operado a uma vazão constante que proporcionava um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 9 horas, o que resulta em uma velocidade ascensional de  $0,127 \text{ m.h}^{-1}$  através dos espaços vazios das cascas de coco (material suporte). O TDH adotado é o mesmo estudado por Cruz et al. (2013), para o qual verificaram uma remoção média de 73% de DQO e 79% de DBO do esgoto bruto.

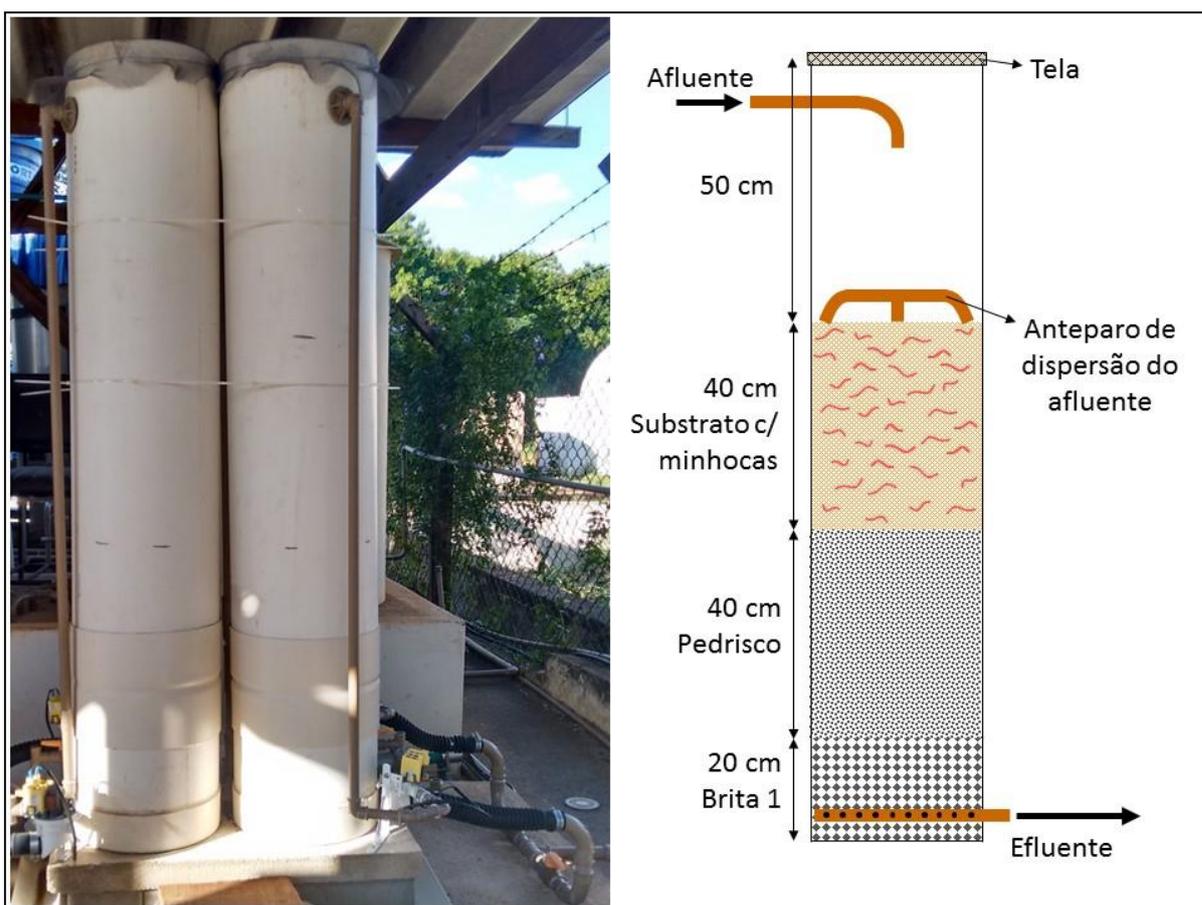
### 4.3. Vermifiltros

Os vermifiltros foram construídos em tubulações de PVC de 300 mm de diâmetro, para uma altura total de 1,50 m. Para o leito foram adotadas camadas com profundidades e características granulométricas baseadas em pesquisa conduzida por Nie et al. (2014).

Conforme apresentado na **Figura 14**, a parte superior foi concebida com uma folga de 0,50 cm e uma camada de 0,40 m de substrato composto de braquiária

(capim do gênero *Brachiaria*) seca misturada com solo em uma proporção de 3:1 em volume, contendo minhocas em uma densidade populacional inicial de 25.000 minhocas por m<sup>3</sup>.

A densidade populacional inicial de minhocas foi adotada com base na pesquisa conduzida por Nie et al. (2014), cujo valor foi apontado como ótimo para a estabilização da população de minhocas e da eficiência do vermifiltro.



**Figura 14.** Vista frontal e ilustração esquemática do vermifiltro (Sistemas 1 e 2)

Foram empregadas minhocas da espécie *Eisenia andrei* que, além de ser facilmente encontrada no comércio regional, é apontada como uma das espécies mais indicadas para processos de vermicompostagem por apresentar maior capacidade de aproveitamento de resíduos orgânicos em relação à *Eudrilus eugeniae* (NADOLNY, 2009), além de maiores taxas de crescimento e reprodução em relação à *Eisenia fetida* (DOMINGUEZ et al., 2005).

A parte inferior de cada vermifiltro foi configurada com duas camadas de granulometria distinta, uma de 0,40 m de pedrisco e uma de 0,20 m de Brita 1 (**Figura 14**). Nessa última foi instalada a tubulação perfurada (furos de  $\varnothing$  8 mm) para a drenagem de saída, feita com tubos e conexões de PVC de 20 mm de diâmetro (**Figura 15**). Os reatores foram operados em fluxo intermitente, cuja tubulação perfurada de drenagem também atuou como dispositivo de ventilação natural da unidade.

Antes que o afluente líquido encaminhado pela tubulação de entrada atingisse a superfície do leito, seu choque com um anteparo feito com tubulações e conexões em PVC de 20 mm de diâmetro (**Figura 16**) proporcionava a formação de gotículas que se espalhavam uniformemente sobre o leito.



**Figura 15.** Tubulação inferior perfurada (com furos de  $\varnothing$  8 mm) para a drenagem de saída do vermifiltro



**Figura 16.** Imagens do anteparo de dispersão de aplicação de afluente nos vermifiltros

Cada reator foi construído com área superficial de  $0,07 \text{ m}^2$ . Tanto os vermifiltros quanto os “brancos” foram operados com uma Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de  $500 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ . Para intermitência dessa alimentação, foram adotadas dosagens de  $50 \text{ L.m}^{-2}$ , isto é, 10 aplicações diárias (durante todos os 108 dias do experimento) programadas em intervalos iguais de 144 minutos. Desse modo, cada dosagem era de 3,5 L, resultando numa aplicação diária de 35 L em cada biofiltro. Destaca-se também que cada aplicação durava exatamente 12 s, resultando em uma vazão de  $0,29 \text{ L.s}^{-1}$  durante a dosagem.

#### **4.3.1. Materiais dos leitos filtrantes dos vermifiltros**

Os vermifiltros e “brancos” dos Sistemas 1 e 2 foram construídos com a mesma configuração conforme apresentado na **Figura 14**, utilizando-se os mesmos materiais para os leitos filtrantes. A camada superior foi composta por uma mistura de braquiária (capim do gênero *Brachiaria*) seca misturada com solo numa proporção de 3:1 em volume.

A braquiária foi coletada nas áreas verdes do campus da UNICAMP, após o corte de braquiária periodicamente promovido dentro dos limites do campus. Após a coleta, o material foi disposto ao ar livre por três semanas, para que estivesse completamente seco.

O solo utilizado para essa mistura foi coletado em uma área aberta adjacente ao LabPro, localizada no cruzamento da Av. Osvaldo Cruz com a Rua Bernardo Sayão (**Figura 17**). Foram escavados cerca de 60 L de solos de até 20 cm de profundidade. Posteriormente foram condicionados a uma temperatura de cerca de 120°C em uma autoclave por 30 minutos no Laboratório de Saneamento da FEC (LabSan), visando-se neutralizar qualquer macrorganismo (insetos e minhocas) que estivesse no material.



Fonte: imagem aérea do Google

**Figura 17.** Vista aérea do LabPro-FEC e do local de coleta de solo utilizado para o substrato dos vermifiltros.

Uma amostra do solo foi submetida a uma análise física no Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), determinando-se sua composição expressa na **Tabela 2**.

**Tabela 2.** Composição física do solo utilizado para o substrato dos vermifiltros.

Unidade	Argila < 0,002 mm	Silte 0,053-0,002 mm	Areia Total 2,00 - 0,053 mm	Classificação textural
%	50,6	10,6	38,8	Argila
g kg <sup>-1</sup>	506	106	388	

A braquiária seca não foi previamente cortada ou triturada. Sua mistura com o solo foi feita manualmente, com a adição de pequenas porções de água para facilitar o envolvimento do solo no material vegetal (**Figura 18**). Ao inserir o material nos biofiltros, foi feita uma compactação manual para manter uma camada coesa de 40 cm de profundidade. Essa camada foi inserida envolta a um saco de tecido “Raschel”, comumente utilizado no acondicionamento de batatas, de medida de 40 x 100 cm (**Figura 19**). Desse modo, possibilita-se a futura remoção manual de toda essa camada no fim do experimento para posteriores procedimentos de avaliação populacional de minhocas e das características do substrato.



**Figura 18.** Vista do substrato utilizado nos vermifiltros logo após a mistura da braquiária seca com solo



**Figura 19.** Vista do tecido “Raschel” e do topo do vermifiltro após a acomodação do substrato envolto no tecido

Quanto aos materiais utilizados para as camadas subsequentes de pedrisco e brita 1, foi realizado um ensaio de granulometria de ambos os materiais no Laboratório de Mecânica dos Solos e Estradas da FEC (**Tabela 3**).

**Tabela 3.** Ensaio granulométrico do pedrisco e brita 1 utilizados nos vermifiltros

Peneira	Abertura (mm)	Pedrisco (amostra de 500 g)		Brita 1 (amostra de 1.000 g)	
		Massa retida	Percentual que passa	Massa retida	Percentual que passa
1"	25,0	-	-	0,00	100,00%
3/4"	19,0	-	-	32,00	96,80%
3/8"	9,5	0,00	100,00%	915,35	5,25%
#4	4,8	362,06	27,55%	52,46	0,00%
#10	2,0	137,68	0,00%	0,00	0,00%

### 4.3.2. Seleção de minhocas dos vermifiltros

Considerando-se a área superficial de cada vermifiltro de aproximadamente 0,07 m<sup>2</sup>, a profundidade inicial do substrato de 0,40 m e a densidade populacional inicial de minhocas adotada de 25.000 organismos.m<sup>-3</sup>, foram selecionadas e pesadas 700 minhocas adultas para cada reator (**Tabela 4**).

As minhocas da espécie *Eisenia andrei* foram obtidas de um minhocário do LabSan (FEC-UNICAMP), mantido para a seleção de exemplares a serem utilizadas em diversos experimentos, usualmente de ecotoxicidade. Salienta-se que são preservadas no minhocário apenas espécimes ainda não utilizados em pesquisas.

A seleção foi feita por catação manual, separando-se apenas os organismos adultos caracterizados pela presença de clitelo. Durante a contagem as minhocas foram lavadas com água, pesando-se cada conjunto de 700 minhocas em uma balança analítica. Em seguida foram liberadas na superfície dos respectivos vermifiltros.

**Tabela 4.** Massa da população inicial de minhocas de cada vermifiltro

Biofiltro	Início de operação	Nº minhocas Iniciais (adultas cliteladas)	Massa total (g)	Massa per capita (g)
VF-EB	19/08/2015	700	193,6	0,28
VF-FA	19/08/2015	700	206,1	0,29

Apesar de Xing et al. (2010) considerarem como minhocas adultas aquelas que possuem, além de clitelo, um peso de pelo menos 0,3 g cada, a massa per capita obtida foi ligeiramente menor que esse limite. Isso pode ser justificado pelas condições do minhocário de origem, pois havia uma superpopulação de indivíduos para a quantidade de substrato contida, acirrando a disputa por nutrientes e, conseqüentemente, diminuindo o peso per capita médio dos exemplares adultos.

#### 4.4. Coleta de amostras e análises laboratoriais

Foram realizadas duas coletas semanais das seguintes amostras: esgoto bruto, efluente do filtro anaeróbio, efluente dos vermifiltros e efluentes dos “brancos”, conforme pontos indicados na **Figura 3**, **Figura 6** e **Figura 10**. Para cada amostra foram feitas análises de oxigênio dissolvido (OD), pH, alcalinidade, condutividade, turbidez, sólidos suspensos, carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitritos, nitratos e demanda química de oxigênio (DQO). Para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foram feitas duas análises mensais.

As coletas de amostras foram realizadas pelo período da manhã, entre às 6h30min e 7h, iniciando-se no momento de aplicação de afluente nos biofiltros e encerrando-se após 30 minutos, compondo uma amostra líquida representativa do período entre aplicações que contivesse a vazão de pico de saída de efluente.

As análises laboratoriais foram realizados no Laboratório de Saneamento (LabSan) da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC), seguindo-se os métodos analíticos baseados no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), com exceção da determinação de nitrato, para a qual utilizo-se o método de redução de cádmio (sachês Hach® com medição de absorbância em espectrofotômetro), e a alcalinidade, fracionada em parcial e total, para a qual empregou-se a forma analítica reportada por Ripley et al. (1986) (**Tabela 5**).

Ressalta-se que a DQO foi fracionada em suspensa, solúvel e coloidal pelo uso de membranas para a filtração das amostras, sendo a DQO Suspensa equivalente à DQO da amostra filtrada em membrana de 0,45 µm de porosidade; a DQO Solúvel equivalente à diferença da DQO Total com a DQO da amostra filtrada em membrana de 1,2 µm de porosidade; e a DQO Coloidal equivalente à diferença da DQO da amostra filtrada em membrana de 1,2 µm de porosidade com a DQO Suspensa (ABREU ; ZAIAT, 2008).

Além da determinação da DQO Suspensa e DQO Coloidal, as amostradas filtradas em membrana de 0,45 µm de porosidade foram utilizadas para as análises de nitrito, nitrato e carbono orgânico dissolvido.

**Tabela 5.** Métodos utilizados nos ensaios laboratoriais

<b>Análise</b>	<b>Método</b>	<b>Denominação</b>
Alcalinidade Parcial e Total	Ripley et al. (1986)	-
Carbono Orgânico Dissolvido*	5310-B	High Temperature Combustion Method*
Condutividade*	2510-A	Conductivity*
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)*	5210-B	5-Day BOD Test*
Demanda Química de Oxigênio (DQO)*	5220-D	Closed Reflux, Colorimetric Method*
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)*	4500-Nitrogen (Organic)-B	Macro Kjeldahl Method*
Nitrogênio Amoniacal*	4500-NH <sub>3</sub> -B	Preliminary Distillation Step
Nitrito*	4500-NO <sub>2</sub> -B	Colorimetric Method*
Nitrato	Hach 8039	Cadmium Reduction Method
Oxigênio Dissolvido*	4500- O G	Membrane Electrode Method*
pH*	4500-ph Value B	Electrometric Method*
Sólidos Suspensos Voláteis e Fixos*	2540-E	Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C*
Turbidez*	2130-B	Nephelometric Method*

\*(APHA, 2012).

Também foram registradas as temperaturas dos leitos dos vermifiltros e “brancos” por meio de termômetros de mercúrio, inseridos a uma profundidade de aproximadamente 10 cm no substrato superficial. As leituras foram realizadas nos momentos de coleta das amostras líquidas, juntamente com a medição da temperatura ambiente por meio de outro termômetro de mercúrio, acomodado no mesmo ambiente de instalação dos biofiltros ao abrigo da incidência de chuvas e de raios solares.

#### 4.5. Avaliação dos resultados

Os resultados dos parâmetros obtidos através das análises laboratoriais das amostras líquidas foram confrontados com os limites apresentados nas legislações pertinentes, sendo a CONAMA 357 (BRASIL, 2005) e 430 (BRASIL, 2011) as referências para o lançamento em corpos hídricos. Nos casos em que essas resoluções federais não estabeleciam um padrão de disposição para um determinado parâmetro, foram utilizadas as legislações do Estado de São Paulo (DECRETO no 8.468, 1976) e de Minas Gerais (COPAM nº 10, 1986).

Os principais parâmetros (pH, turbidez, SST, DBO, DQO e NT) também foram confrontados com as pesquisas relativas a vermifiltros cujos detalhes foram expostos na **Tabela 1**.

As séries de resultados obtidos foram submetidas à uma avaliação quanto à variância (ANOVA), tendo suas médias comparadas por meio do teste de Turkey a nível de 5% ( $p \leq 0,05$ ), visando-se verificar a significância da diferença da variação dos parâmetros dos efluentes dos biofiltros em relação a seus afluentes.

Quanto à discussão da possibilidade de reúso do efluente obtido para irrigação, confrontaram-se os resultados com as recomendações da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 1994) e da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2006).

Por fim, a avaliação dos substratos dos vermifiltros deu-se pela simples comparação visual entre si e com suas respectivas unidades de controle (“brancos”), após o encerramento da operação do sistema e da remoção desse material de cada biofiltro.

Concomitantemente a esse procedimento, foi realizado o fracionamento dos substratos dos vermifiltros em três camadas de mesma profundidade, para então promover-se a seleção de minhocas por catação manual em 3 faixas de pesagem baseadas nos estudos de Xing et al. (2010): menor que 100 mg (filhotes); de 100 a 300 mg (estágio intermediário); e maior que 300 mg (organismos adultos com presença de clitelo). Desse modo, agruparam-se as informações de cada faixa etária para cada uma das frações dos substratos dos vermifiltros. A avaliação deu-se pela

confrontação dos resultados entre os vermifiltros, baseando-se nas dinâmicas populacionais estudadas por Xing et al. (2010).

#### **4.6. Período analítico**

A partida dos vermifiltros e das unidades de controle (“brancos”) deu-se no dia 19 de agosto de 2015, sendo a primeira coleta/análise de amostras realizada aproximadamente 12 horas após, no dia 20 de agosto de 2015. A última coleta deu-se no dia 03 de dezembro de 2015, totalizando um período de 15 semanas.

Ressalta-se que o filtro anaeróbio empregado na pesquisa já se encontrava em constante uso por algumas pesquisas passadas e outras ainda em andamento, apresentando um desempenho de tratamento relativamente estável ao longo de todo o período analítico do presente experimento.

#### **4.7. Experimento anterior (malsucedido)**

Em meados de maio de 2015 foi dada a partida dos mesmos sistemas de vermifiltração, empregando-se a mesma TAS de  $500 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , tendo apenas a diferenciação da composição do substrato da camada superior (de 40 cm de profundidade) dos vermifiltros e das unidades de controle (“brancos”).

O material inicialmente adotado foi o substrato pronto para jardinagem, encontrado no comércio local em sacos de 20 kg. Sua composição, conforme especificação do fabricante, era de turfa, casca de pinus, vermiculita (minério argiloso micáceo com capacidade de retenção de água) e cinza enriquecida com macro e micronutrientes.

Esse material foi adotado como tentativa de simplificação da configuração dos vermifiltros, visando-se poupar a necessidade de mistura do substrato com serragem ou com qualquer outro componente rico em celulose. Contudo, com apenas 2 semanas em andamento, o vermifiltro que tratava esgoto bruto colmatou, acumulando uma lâmina líquida na superfície que acarretou na fuga de diversas minhocas (**Figura 20**). Apenas uma semana após ao ocorrido, seu respectivo “branco” e o outro vermifiltro colmataram. Por fim, o “branco” que recebia efluente do filtro anaeróbico foi o último a entupir, 5 semanas após o início da operação.



**Figura 20.** Topo do vermifiltro entupido após primeira tentativa malsucedida de operação

O fato do entupimento de ambos os vermifiltros ocorrer anteriormente aos seus respectivos “brancos” contrariou o comportamento esperado, formulando-se a hipótese de que a relativa alta concentração de vermiculita associada ao crescente acúmulo de vermicomposto tenham proporcionado a formação de um substrato de alta capacidade de retenção de água e, conseqüentemente, baixa capacidade de infiltração.

Desse modo, durante os meses de junho e julho de 2015, foram trocados os substratos dos 4 biofiltros para a retomada da operação em agosto, conforme configuração apresentada no item 4.3.1.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

---

### 5.1. Operação dos vermifiltros e unidades de controle

A última coleta e análise de amostras líquidas foi realizada no 106º dia de operação, dois dias antes do entupimento do vermifiltro alimentado com esgoto bruto, acumulando uma lâmina líquida superficial de aproximadamente 5 cm de profundidade, que não infiltrava totalmente no intervalo entre aplicações (144 minutos). Suspendeu-se assim a operação de ambos os sistemas de vermifiltração, evitando-se a fuga de minhocas do vermifiltro entupido e consequentes prejuízos para a posterior avaliação de sua população. Ambas as unidades de controles (“brancos”) já haviam colmatado no dia 57º dia de operação, sendo desativados no mesmo dia. Portanto, o vermifiltro alimentado com efluente do filtro anaeróbio foi a única unidade a não apresentar entupimento do leito durante todo o período analítico, cuja reduzida carga orgânica do afluente e a dinâmica populacional de minhocas estabelecida possam justificar o ocorrido (discussão dos resultados na sequência).

Após o encerramento da operação dos vermifiltros, seus substratos e dos “brancos” foram removidos e levados ao Laboratório de Reúso (LabReúso) da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC) da UNICAMP para serem avaliados, além de promover-se a contagem de minhocas de cada vermifiltro, cujos os dados e discussão serão apresentados no próximo item.

Em resumo, apresentam-se na **Tabela 6** as mencionadas datas operacionais de cada biofiltro, assim como as siglas adotadas para cada unidade utilizadas na descrição comparativa na sequência.

**Tabela 6.** Resumo operacional dos biofiltros

Biofiltro	Início de operação	Primeira coleta	Colmatação	Última coleta	Encerramento da operação	Avaliação do substrato	Contagem de minhocas
VF-EB	19/08	20/08	05/12	03/12	05/12	14/12	14/12
VF-FA	19/08	20/08	-	03/12	05/12	14/12	15/12
BR-EB	19/08	20/08	15/10	15/10	15/10	14/12	-
BR-FA	19/08	20/08	15/10	15/10	15/10	14/12	-

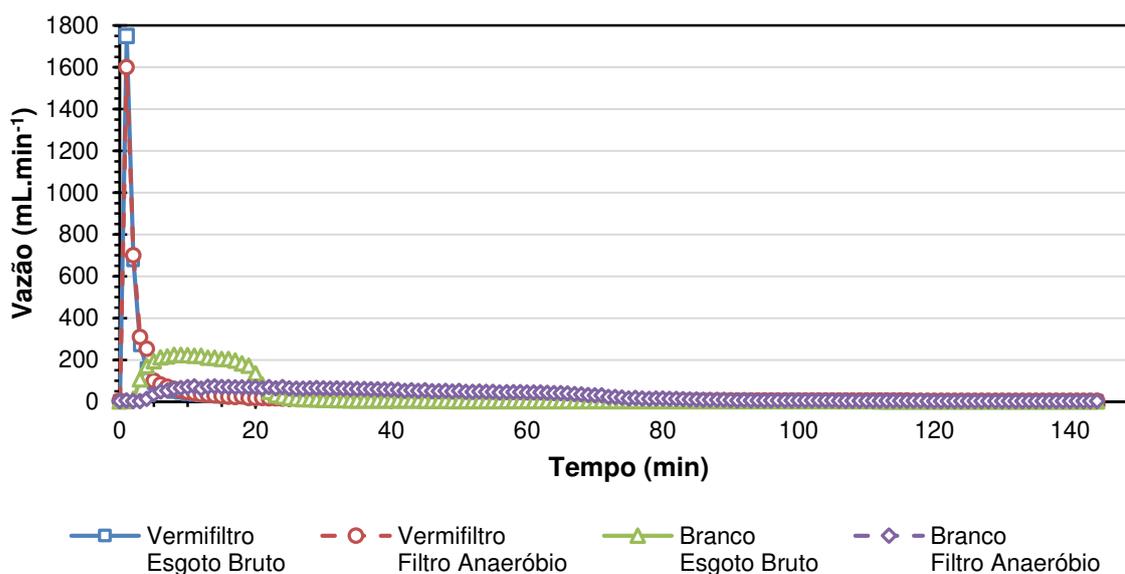
Siglas:

VF-EB = Vermifiltro alimentado com esgoto bruto; VF-FA = Vermifiltro alimentado com efluente do filtro anaeróbio; BR-EB = “Branco” alimentado com esgoto bruto; BR-FA = “Branco” alimentado com efluente do filtro anaeróbio

## 5.2. Hidrogramas dos vermifiltros e unidades de controle

Ao ter-se observado que logo nas primeiras semanas de operação a vazão de saída do líquido das unidades de controle (“brancos”) estava menor do que a dos vermifiltros, decidiu-se, no 21º dia de operação, realizar um ensaio para obtenção do hidrograma de cada unidade, visando-se avaliar essa alteração da capacidade de infiltração dos “brancos” em relação aos vermifiltros.

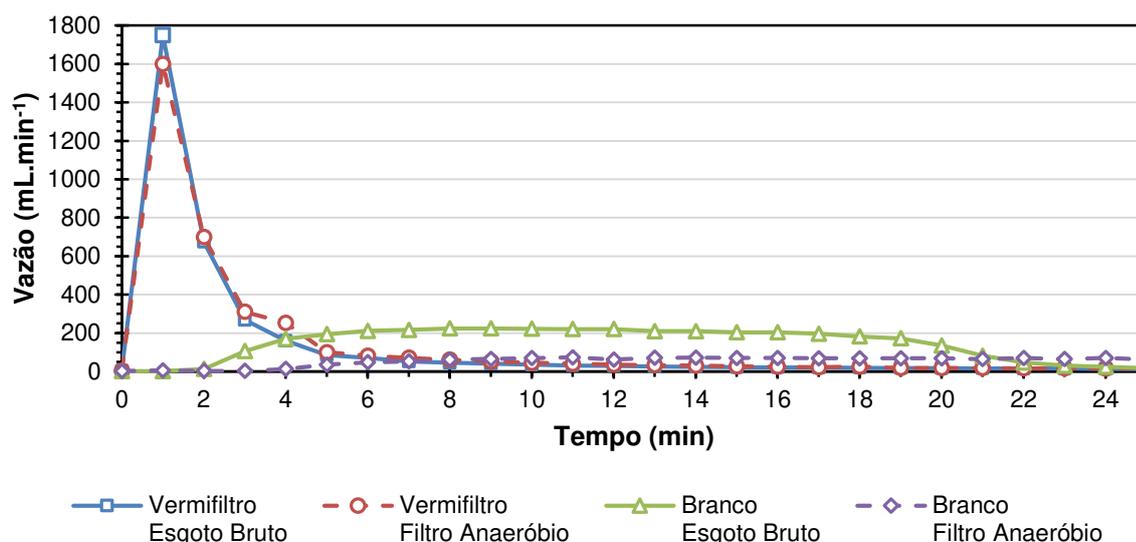
O procedimento para obtenção de cada hidrograma consistiu primeiramente na cronometragem a partir do momento de aplicação de afluente de uma das dosagens do dia em cada um dos biofiltros. Em seguida, foi coletado e medido o volume líquido de saída de cada unidade durante exatamente 1 minuto, repetindo-se sucessivamente o procedimento até o término do intervalo programado/definido de 144 minutos (período entre aplicações). O gráfico resultante dos hidrogramas iniciais dos biofiltros são apresentados na **Figura 21**.



**Figura 21.** Hidrograma dos vermifiltros e “brancos” após 3 semanas do início da operação

A partir dos hidrogramas, observa-se um pico acentuado de vazão nos dois vermifiltros (vazão máxima VF-EB = 1750 mL.min<sup>-1</sup>; VF-FA = 1600 mL.min<sup>-1</sup>), enquanto os dois “brancos” apresentaram uma vazão máxima contida em uma crista suavizada ao longo dos 20 minutos iniciais (vazão máxima BR-EB = 224 mL.min<sup>-1</sup>; BR-FA = 60 mL.min<sup>-1</sup>).

Limitando-se a abscissa do gráfico ao período de estabilização da vazão mínima observado para os quatro hidrogramas (primeiros 25 minutos de ensaio), pode-se observar com mais precisão, conforme exposto na **Figura 22**, que ambos os vermifiltros apresentaram um pico semelhantemente e acentuado logo no primeiro minuto, estabilizando a vazão de saída após 10 minutos, enquanto os “brancos” não apresentaram um pico expressivo, indicando uma maior retenção do líquido no interior do reator nesse período.



**Figura 22.** Hidrograma dos vermifiltros e “brancos” após 3 semanas do início da operação (intervalo dos 25 minutos iniciais)

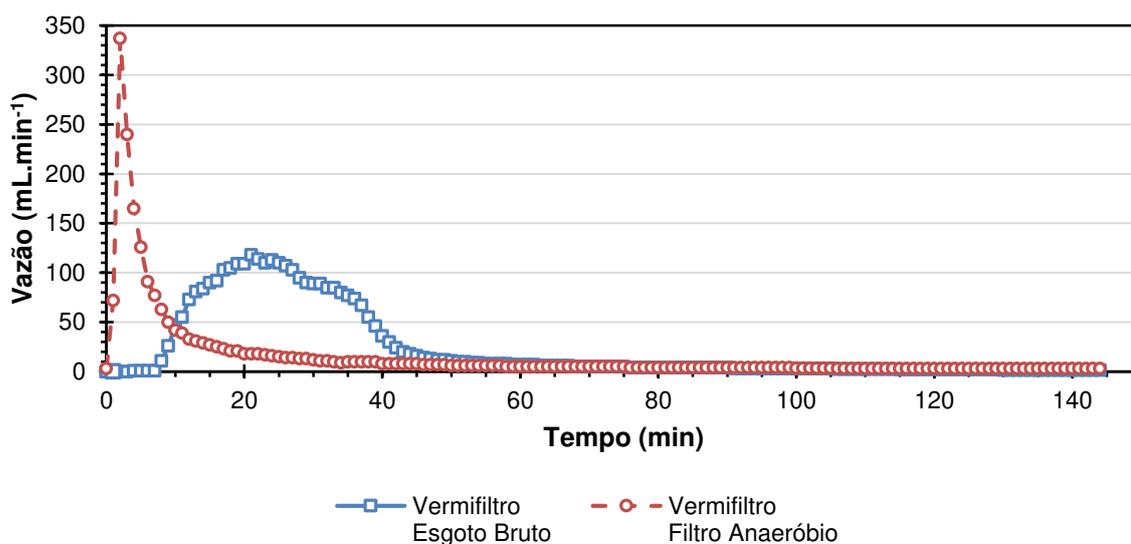
Considerando a possível variação das concentrações dos parâmetros analisados de cada amostra para cada instante de vazão, uma vez que os acentuados picos dos vermifiltros poderiam intensificar momentaneamente o carregamento de componentes contidos nos respectivos leitos, foram promovidas coletas de amostras compostas dos primeiros 30 minutos a partir do instante de aplicação dos afluentes, visando-se assim uma amostragem representativa de todo o período de saída de efluente.

Analisando-se o gráfico exposto na **Figura 22**, é possível notar que ambos os vermifiltros apresentaram uma vazão máxima no primeiro minuto após a aplicação, atingindo um valor entre 1.600 e 1.800 mL.min<sup>-1</sup>, o que representa uma coleta logo no primeiro minuto de em torno de 50% do volume aplicado. Esse volume de saída acumulado só foi alcançado no 11º minuto pelo “branco” que recebe esgoto bruto e no 32º minuto pelo alimentado com efluente do filtro anaeróbio. Essa diferença indica que as três primeiras semanas de operação já proporcionaram alterações na capacidade de retenção líquida e na porosidade do substrato da camada superior dos biofiltros, evidenciando-se que as unidades com minhocas demonstraram possuir uma maior capacidade de infiltração do meio, possivelmente atribuída à interação desses organismos com os respectivos substratos.

Nesse contexto, destaca-se que no 26º dia de operação, ambos os “brancos” passaram a acumular uma lâmina líquida na superfície do leito com profundidade de poucos centímetros após cada aplicação, demorando de 20 a 30 minutos para sua total infiltração no substrato. No 57º encerrou-se a operação desses biofiltros ao se verificar que a lâmina líquida atingira cerca de 10 cm de profundidade, não alcançando sua completa infiltração ao longo do intervalo de 144 minutos entre aplicações.

Desse modo, o entupimento dos “brancos” anterior aos respectivos vermifiltros pode ser justificado pela capacidade atribuída às minhocas de aumentar a condutividade hidráulica e aeração do meio pela criação de galerias, promovendo a fragmentação de partículas de argila, silte e areia, proporcionando ainda o aumento da área superficial específica total do substrato, o que confere aos vermifiltros a capacidade de adsorção de partículas orgânicas e inorgânicas contidas nas águas residuárias (SINHA et al., 2008).

Dois dias após o encerramento da operação dos vermifiltros, foram feitos novos hidrogramas para a comparação com seu comportamento hidráulico inicial, observando-se a alteração da capacidade de percolação do afluyente decorrente na operação (**Figura 23**).



**Figura 23.** Hidrograma dos vermifiltros após encerramento da operação

O vermifiltro alimentado com efluente do filtro anaeróbio permaneceu com um pico acentuado nos primeiros dois minutos do ensaio, atingindo uma vazão de 340 mL.min<sup>-1</sup>, valor 5 vezes menor que do hidrograma de início de operação. Já o vermifiltro que recebia esgoto bruto (já colmatado) apresentou a formação de uma crista suavizada de vazão ao longo dos primeiros 40 minutos de ensaio, atingindo um ápice de 115 mL.min<sup>-1</sup>, permanecendo em seguida com uma vazão de menos de 10 mL.min<sup>-1</sup> por longas horas, mantendo uma lâmina líquida no topo do biofiltro.

A diferença de comportamento hidráulico de ambos os vermifiltros indica o entupimento mais rápido da unidade que aportava o afluente de maior carga orgânica, no caso o esgoto bruto. Através da discussão dos resultados apresentados na sequência buscou-se o entendimento do ocorrido, correlacionando-se o comportamento hidráulico de cada vermifiltro com os respectivos valores obtidos dos parâmetros físicos, químicos e biológicos e com as características visuais encontradas para cada substrato após o período analítico.

### **5.3. Parâmetros físicos, químicos e biológicos**

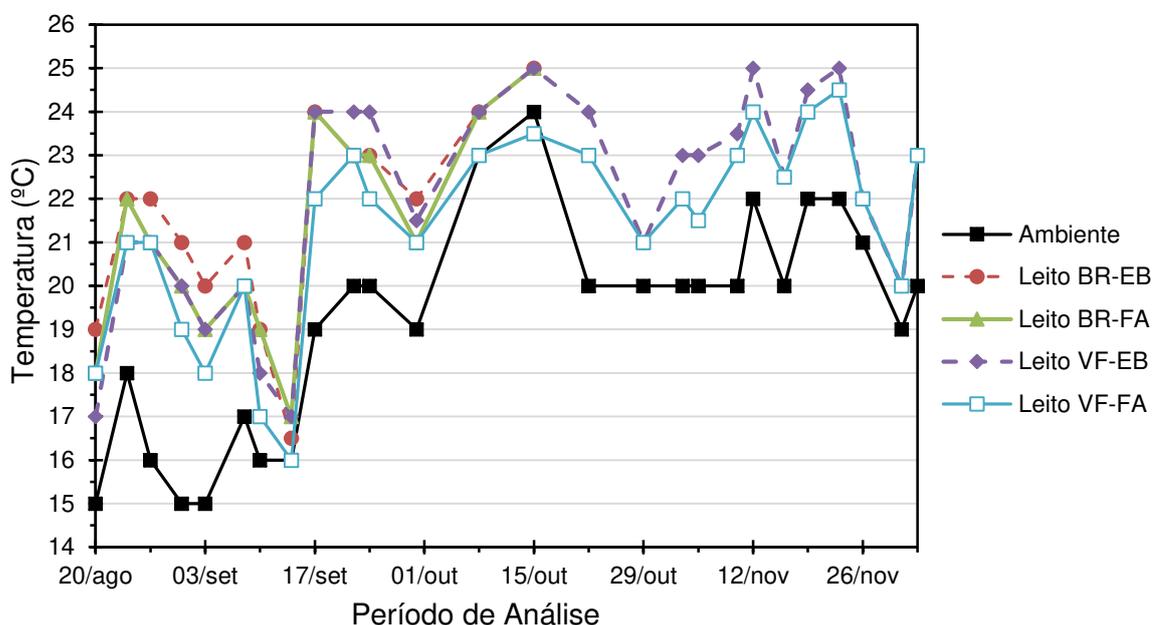
#### **5.3.1. *Temperatura***

Na **Tabela 7** apresentam-se as médias das temperaturas dos leitos superficiais dos vermifiltros e das unidades de controle “branco” registradas ao longo do desenvolvimento da pesquisa, enquanto que na **Figura 24** estão expostos todos os valores. Ressalta-se que essas medições foram realizadas com termômetro de mercúrio (conforme metodologia descrita no item 0) no momento da coleta de amostras de efluentes líquidos para análise, sempre entre às 6h30min e 7h da manhã. O termômetro utilizado para a medição da temperatura do ambiente foi mantido durante todo o experimento ao abrigo de raios solares no mesmo ambiente de instalação dos biofiltros, a aproximadamente 2 metros de distância destes.

**Tabela 7.** Temperaturas médias do ambiente e dos leitos superficiais dos vermifiltros e unidades de controle

Ponto medido	Temperatura Média (°C)
Ambiente	19,2 ± 2,5 a*
Leito BR-EB	21,5 ± 2,3 b*
Leito BR-FA	21,1 ± 2,4 b*
Leito VF-EB	22,0 ± 2,4 b*
Leito VF-FA	21,3 ± 2,2 b*

\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si (Tukey 5%).



**Figura 24.** Temperatura do ambiente e do leito superficial dos vermifiltros e “brancos”

Nota-se no gráfico que as temperaturas dos quatro leitos estiveram de 1 a 4°C mais elevadas do que a temperatura do ambiente, apresentando uma tendência a ter dados significativamente superiores (Tukey 5%). Uma hipótese para a ocorrência dessa diferença pode ser pela influência da umidade do substrato mantida pelas aplicações de afluentes líquidos nos biofiltros durante todo o dia; desse modo, devido ao seu maior calor específico, a água arrefece mais lentamente que o ar do ambiente durante a noite, suavizando a queda de temperatura do leito.

Considerando a faixa de temperatura mesófila ótima de 25 a 40°C para o metabolismo bacteriano para a maioria dos sistemas aeróbios (VON SPERLING, 2012; METCALF & EDDY, 2003) e a gradativa elevação da temperatura após o

amanhecer, pode-se deduzir que os vermifiltros e unidades de controle (“brancos”) tenham se mantido dentro dessa condição favorável durante o dia.

Para o desenvolvimento populacional de minhocas, as condições de temperatura dos vermifiltros também foram favoráveis, uma vez que a espécie *Eisenia andrei* tolera uma faixa de variação de temperatura de 0 a 35°C, sendo o valor ótimo de 25°C para o seu metabolismo (DOMINGUEZ ; EDWARDS, 2011a). Salienta-se ainda que a aplicação intermitente de afluente líquido nos biofiltros tende a amenizar a transferência de calor por convecção durante os picos de alta e baixa temperatura do ambiente ao longo do dia, suavizando extremos de temperatura do ar que tenham ultrapassado 35°C.

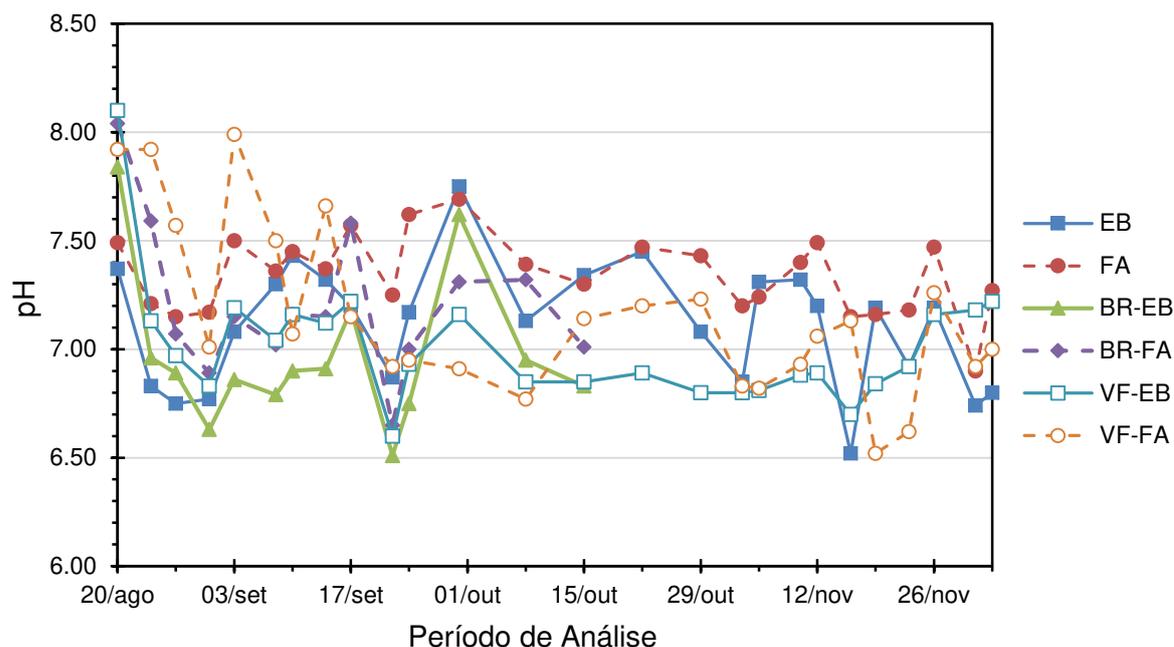
### 5.3.2. pH

Infere-se tanto com base no gráfico da **Figura 25** quanto pelas médias apresentadas na **Tabela 8** que o pH dos afluentes e efluentes dos quatro biofiltros se mantiveram com valores próximos ao neutro durante todo o período analítico, variando principalmente na faixa de 6,7 a 7,5, semelhantemente a outros vermifiltros reportados na literatura científica (XING et al., 2010; SINHA et al., 2008; LIU et al., 2009).

**Tabela 8.** pH médio do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Amostra	pH médio
EB	7,11 ± 0,28 ab*
FA	7,34 ± 0,18 a*
BR-EB	6,97 ± 0,36 b*
BR-FA	7,21 ± 0,35 ab*
VF-EB	7,01 ± 0,28 b*
VF-FA	7,15 ± 0,39 ab*

\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si (Tukey 5%).



**Figura 25.** pH do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Em relação ao crescimento de microrganismos nos biofiltros, as variações de pH obtidas encontram-se dentro da faixa de 6,5 a 8,0, recomendada para o crescimento de bactérias nitrificantes e estabilização do processo de nitrificação (METCALF & EDDY, 2003; USEPA, 1993). Quanto à população de minhocas, os valores de pH obtidos também se enquadram na faixa ótima de 5,0 a 9,0, recomendada para o desenvolvimento da espécie *Eisenia andrei* (DOMINGUEZ ; EDWARDS, 2011a).

Vale destacar também que, conforme Hughes et al. (2007), substratos com minhocas ricos em vermicomposto possuem uma capacidade de tamponamento do pH e, portanto, esses reatores poderiam comportar águas residuais dentro de um intervalo de pH de 4 a 9, sem qualquer ajuste de pH. Sinha et al. (2008) ressaltam ainda que esta capacidade de manter um efluente tratado com um pH neutro contribui para o seu potencial de reúso para fins não potáveis.

Na sequência são apresentados os valores de alcalinidade obtidos para as amostras líquidas, evidenciando-se a capacidade natural de tamponamento dos afluentes na manutenção do pH dos efluentes.

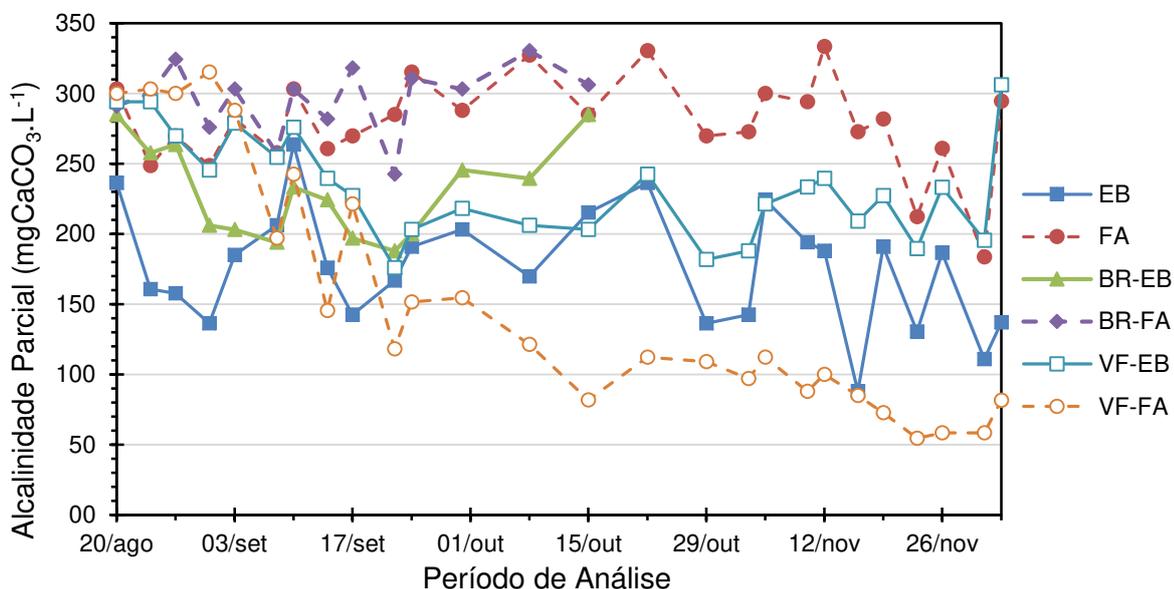
### 5.3.3. Alcalinidade parcial e total

A partir dos dados expostos na **Figura 26** e **Figura 27**, infere-se que o VF-FA foi o único dos quatro biofiltros cujo efluente apresentou uma redução significativa em suas variações de alcalinidade parcial e total em relação ao seu afluente (Tukey 5%).

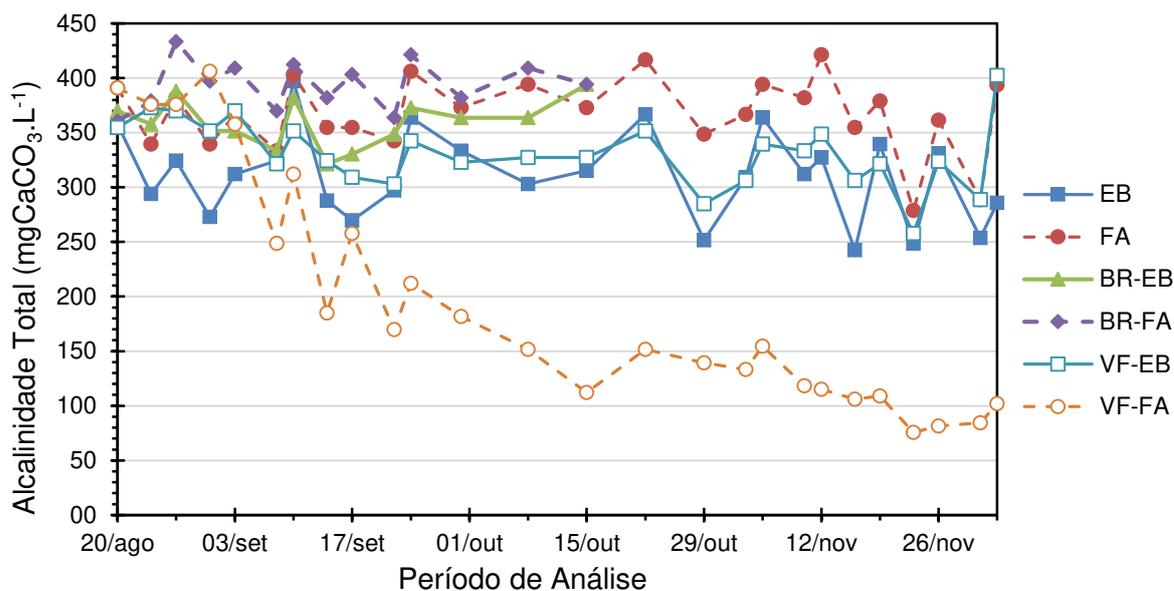
**Tabela 9.** Alcalinidade média do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Amostra	Alcalinidade Parcial média (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Alcalinidade Total média (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )
EB	176 ± 42 a*	311 ± 40 a*
FA	279 ± 34 b*	367 ± 34 bc*
BR-EB	230 ± 34 c*	359 ± 22 abc*
BR-FA	296 ± 25 b*	394 ± 22 c*
VF-EB	233 ± 37 c*	331 ± 31 ab*
VF-FA	153 ± 88 a*	196 ± 108 d*

\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem entre si (Tukey 5%).



**Figura 26.** Alcalinidade parcial do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”



**Figura 27.** Alcalinidade total do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Essa redução da alcalinidade parcial e total do efluente do VF-FA pode ser decorrente à nitrificação observada para o mesmo (item 5.3.11), uma vez que microrganismos nitrificantes são autótrofos quimiossintetizantes que utilizam principalmente o dióxido de carbono como fonte de carbono, cuja energia é obtida através da oxidação da amônia para nitrito e deste para nitrato, resultando na liberação de íons  $H^+$  e no consequente consumo de alcalinidade (VON SPERLING, 2012).

Considerando que cada  $mg.L^{-1}$  de  $N-NH_4^+$  oxidado no processo de nitrificação ocasione a queda de  $7,14 mg.L^{-1}$  de alcalinidade em termos de  $CaCO_3$  (METCALF & EDDY, 2003), pode-se presumir que a diferença de  $171 mgCaCO_3.L^{-1}$  de alcalinidade média verificada para o efluente do VF-FA em relação ao seu afluente (**Tabela 9**) possa ser resultado da conversão de cerca de  $24 mg.L^{-1}$  de  $N-NH_4^+$  para nitritos e nitratos.

Em relação ao VF-EB, não foi obtida uma redução significativa de alcalinidade em seu efluente (Tukey 5%). Observa-se também que seu efluente não apresentou uma incidência significativa de nitritos e nitratos (item 5.3.11), indicando que não houve nitrificação. Tomando-se em conta seu diferente comportamento hidráulico em relação ao VF-FA, pode-se formular a hipótese de que a carga orgânica de

esgoto bruto, o oxigênio dissolvido do efluente e a dinâmica populacional de minhocas tenham relação entre si e com a ausência de nitrificação no reator. Dito posto, essa correlação de parâmetros será aprofundada na discussão de resultados dos próximos itens.

#### 5.3.4. Condutividade

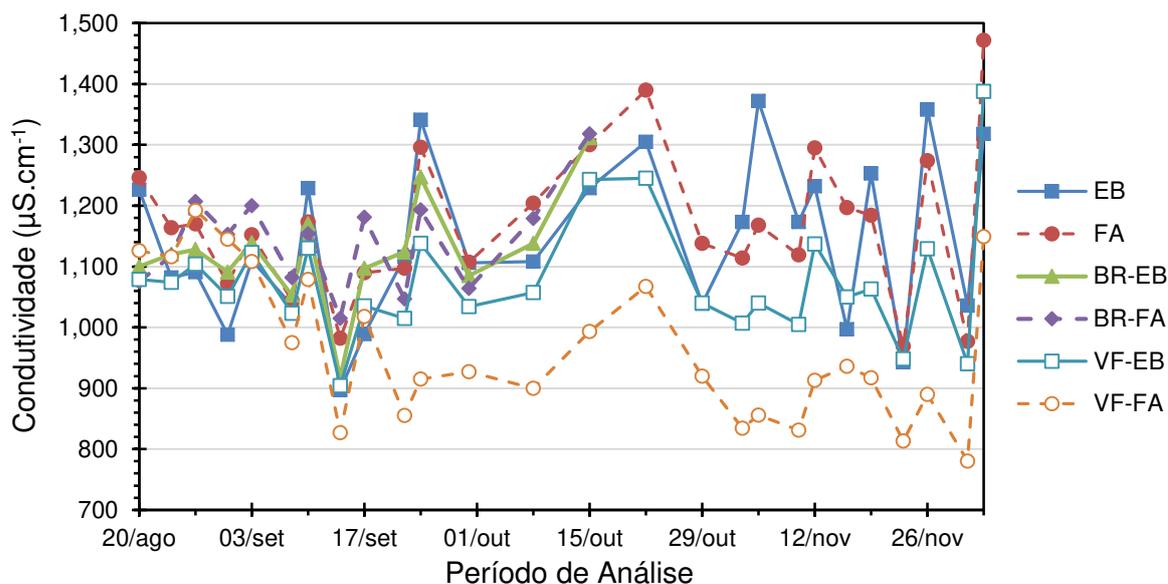
Em relação à condutividade dos efluentes dos quatro biofiltros, pode-se inferir pelo gráfico da **Figura 28** que apenas o efluente do VF-FA apresentou uma variação significativa (Tukey 5%) em relação ao seu afluente, obtendo uma média de 10 a 17% menor que os demais efluentes (**Tabela 10**).

**Tabela 10.** Condutividade média do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Amostra	Condutividade média ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )
EB	1.144 $\pm$ 135 ab*
FA	1.169 $\pm$ 121 a*
BR-EB	1.123 $\pm$ 90 ab*
BR-FA	1.142 $\pm$ 80 ab*
VF-EB	1.077 $\pm$ 102 b*
VF-FA	965 $\pm$ 122 c*

\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si (Tukey 5%).

O decaimento de condutividade do efluente do VF-FA ao longo do período analítico pode se relacionar com o crescente consumo de alcalinidade observado (item 5.3.3), uma vez que carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos são importantes contribuintes desse parâmetro. Contudo, presume-se que a formação de nitrato conferida ao efluente desse reator ( $34,3 \pm 16,2 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  - item 5.3.11) possa ter suavizado a queda de condutividade, gerando uma diferença de apenas 17% em relação ao seu afluente (**Tabela 10**).



**Figura 28.** Condutividade do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

No tocante ao VF-EB, o não decaimento da condutividade do efluente torna-se mais um parâmetro que pode ser relacionado com a inalteração de sua alcalinidade e com a ausência de nitrificação no reator. Analisando esses dados com os resultados de oxigênio dissolvido e DQO discutidos mais adiante (nos itens 5.3.9 e 5.3.5 respectivamente), pode-se pressupor que as bactérias heterotróficas responsáveis pela degradação da matéria orgânica – de maior taxa de crescimento – tiveram um desenvolvimento sobressalente às bactérias nitrificantes. Essa hipótese também pode ser confrontada e relacionada com as diferentes dinâmicas populacionais de minhocas obtidas para cada vermifiltro, conforme discussão estabelecida no item 5.5.

Por fim, e considerando a empregabilidade da vermifiltração em sistemas descentralizados de tratamento de efluentes sanitários, o reúso para fins de irrigação se torna um requisito desejável. Nesse contexto, a Instrução Técnica 31 da CETESB (2006) estabelece que efluentes sanitários tratados, que apresentam condutividade elétrica entre 750 e 2.900  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , somente podem ser utilizados para aplicação em solos bem drenados e para o cultivo de espécies tolerantes a salinidade, estando os valores obtidos para os efluentes dos vermifiltros da presente pesquisa contidos nessa faixa. Uma faixa semelhante de valores – de 700 a 3.000  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  – é indicada pela FAO (1994) como de restrição leve a moderada.

### 5.3.5. Oxigênio dissolvido (OD)

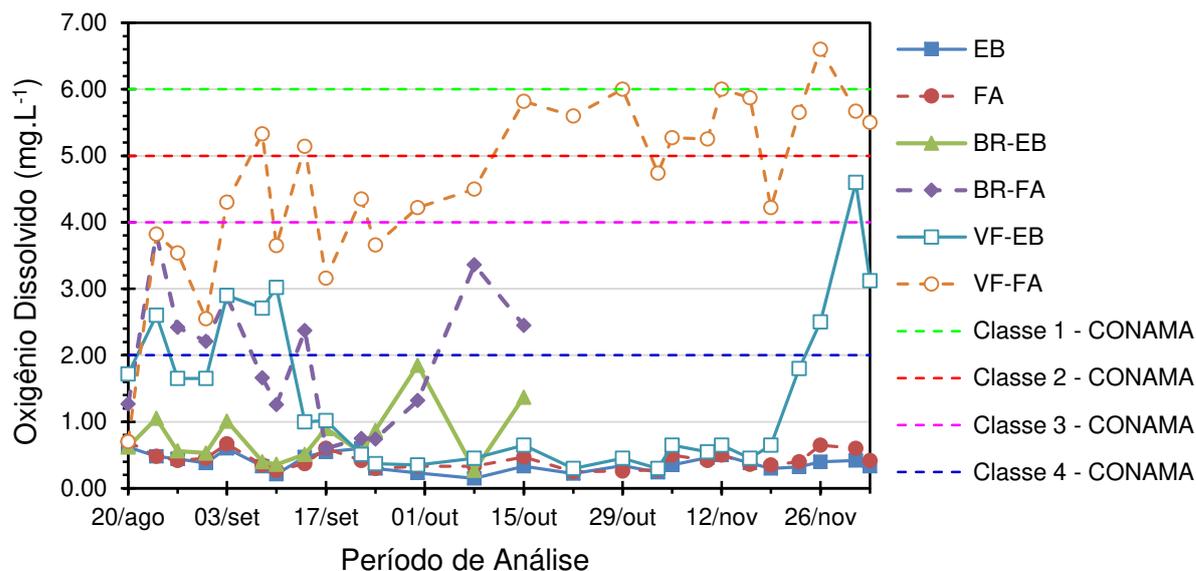
No tocante ao OD, observa-se pela **Figura 29** que o efluente do VF-FA apresentou uma tendência a ter dados significativamente superiores (Tukey 5%) do que os demais, apresentando uma média de 2 a 6 vezes maior (**Tabela 11**) e atingindo valores superiores a  $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ . É o único reator a obter durante grande parte do período analítico valores superiores ao limite mínimo estabelecido para corpos de água de classe 3 (CONAMA 357, 2005). Similarmente aos dados encontrados para alcalinidade e condutividade, a série de concentrações de OD do efluente do VF-FA demonstrou uma tendência divergente do efluente do VF-EB.

**Tabela 11.** Oxigênio dissolvido médio do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbico, vermifiltros e “brancos”

Amostra	OD médio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
EB	$0,38 \pm 0,13 \text{ a}^*$
FA	$0,43 \pm 0,13 \text{ a}^*$
BR-EB	$0,77 \pm 0,44 \text{ ab}^*$
BR-FA	$1,94 \pm 1,01 \text{ c}^*$
VF-EB	$1,41 \pm 1,17 \text{ bc}^*$
VF-FA	$4,66 \pm 1,30 \text{ d}^*$

\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si (Tukey 5%).

Essa variação diferenciada de alcalinidade/condutividade/OD verificada para o efluente do VF-FA pode se correlacionar com os valores de nitritos e nitratos encontrados para o mesmo (item 5.3.11). Desse modo, presume-se que as elevadas concentrações de OD de seu efluente não foram um fator limitante para o crescimento e estabilização de uma população de microrganismos nitrificantes concomitantemente às bactérias heterotróficas degradadoras de matéria orgânica. Entretanto, o OD pode ter sido um limitante para o desenvolvimento de uma comunidade de bactérias nitrificantes no VF-EB, uma vez que seu efluente apresentou valores da ordem de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$  por um extenso período (de 22/set a 19/nov), valor aquém do mínimo recomendado de  $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$  pela USEPA (1993) para a estabilização desses microrganismos de menor taxa de crescimento em relação às bactérias heterotróficas responsáveis pela remoção de matéria carbonácea (VON SPERLING, 2012).



**Figura 29.** Oxigênio dissolvido do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Os baixos índices de oxigenação verificados podem ser justificados pela intensa demanda de OD para a degradação de matéria orgânica em decorrência à elevada carga orgânica do afluente aportado (esgoto bruto). Embora a literatura consultada não tenha reportado um comportamento semelhante em um vermifiltro, salienta-se que os valores médios encontrados de DBO e DQO para o esgoto bruto do presente estudo ( $622 \text{ mg.L}^{-1}$  – item 5.3.8 – e  $974 \text{ mg.L}^{-1}$  – item 5.3.9 –, respectivamente) são muito superiores aos das demais pesquisas (**Tabela 1**).

Por fim, esse comportamento destoante do VF-FA em relação ao VF-EB também pode ser relacionado às distintas capacidades de retenção de água aferidas pelos hidrogramas (item 5.2), fator discutido mais profundamente nos próximos itens.

### 5.3.6. Turbidez

Analisando-se os dados obtidos de turbidez para o efluente do VF-EB (**Figura 30**), nota-se que apesar de sua média ser ligeiramente menor que a do esgoto bruto (**Tabela 12**), não apresenta uma variação significativa em relação à mesma (Tukey 5%). Já o VF-FA apresentou valores significativamente maiores por todo o período analítico (Tukey 5%), intensificando essa diferença a partir da 7<sup>a</sup> semana, atingindo

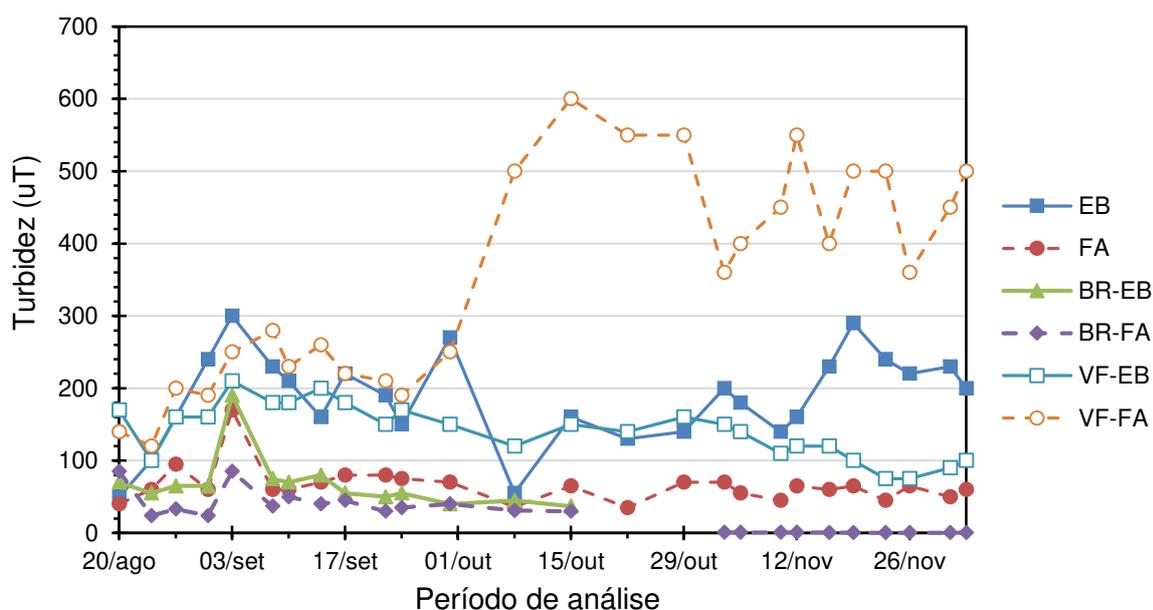
valores acima de 500 uT, isto é, cerca de 8 vezes maior que a média do efluente do filtro anaeróbio.

**Tabela 12.** Turbidez média do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Amostra	Turbidez média (uT)	Remoção **
EB	187 ± 63 a*	-
FA	66 ± 25 b*	-
BR-EB	68 ± 37 bc*	64%
BR-FA	42 ± 20 b*	62%
VF-EB	141 ± 37 ac*	25%
VF-FA	354 ± 149 d*	-440%

\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si (Tukey 5%).

\*\* Remoção em relação ao afluente aplicado na unidade.



**Figura 30.** Turbidez do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Infer-se assim mais um parâmetro em que o efluente do VF-FA destoou do VF-EB, podendo também ser correlacionado ao reduzido TDH do VF-FA verificado nos hidrogramas (item 5.2), uma vez que as elevadas vazões de saída do reator podem ter levado ao carreamento de partículas do solo que compunham o substrato, diminuindo gradativamente a profundidade dessa camada do leito, conforme constatado na avaliação do substrato promovida após o encerramento da operação do sistema (discussão no item 5.4 mais adiante).

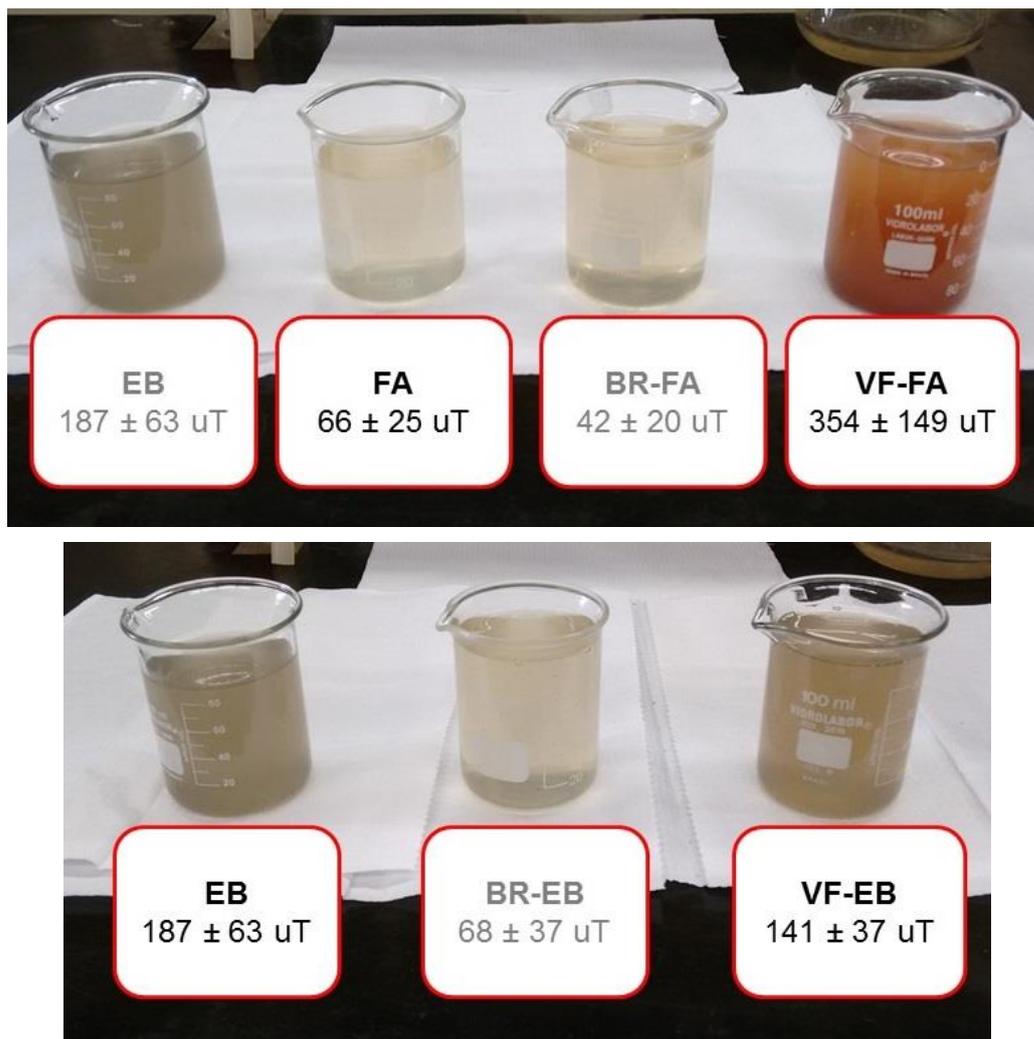
Em relação os efluentes dos “brancos”, nota-se uma eficiência de remoção de 64% do BR-EB e 62% do BR-FA (**Tabela 12**), semelhantemente ao VF-EB que atingiu uma remoção de entorno de 60% apenas nas 3 últimas semanas do período analítico (**Figura 30**). Todos esses dados se relacionam ao período de pré-colmatação das respectivas unidades, no qual a retenção de água e partículas no substrato dos biofiltros diminuiu as vazões de saída de efluente e o conseqüente arraste de material particulado.

Em comparação aos valores encontrados na literatura que alcançaram remoções superiores a 90% de turbidez (SARTORI, 2010; SINHA et al., 2008), infere-se que o reduzido TDH do substrato adotado para os biofiltros na presente pesquisa implicou em um desempenho insatisfatório, removendo pouco ou até mesmo elevando a turbidez pós vermifiltração, atingindo, em ambas as unidades, valores superiores aos limites máximos exigidos para corpos d’água de classe 1 (40 uT) e classes 2 e 3 (100 uT) (CONAMA 357, 2005).

Correlacionando-se ainda à valores de remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) encontrados na literatura que alcançaram resultados de pelo menos 90% (SOTO ; TOHA, 1998; SARTORI, (2010); LI et al., 2009; KUMAR et al., 2014), pode-se deduzir que o emprego de substratos compostos predominantemente por serragem nesses casos tenha proporcionado uma adequada condutividade hidráulica, reportando-se uma satisfatória remoção de carga orgânica sem o arraste de partículas junto ao efluente (**Tabela 1**).

Diante do exposto, supõe-se que a utilização de braquiária seca, sem ter sido previamente triturada ou picada, pode ter conferido ao substrato um elevado índice de vazios, justificando assim as elevadas vazões de saída verificadas nos hidrogramas (item 5.2). Somado a isso, a capacidade de fragmentação da argila pelas minhocas detritívoras (SINHA et al., 2008) pode ter conduzido ao arraste dessas partículas de solo que compunha o leito.

Por fim, na **Figura 31** são apresentadas imagens das amostras líquidas com os respectivos valores médios de turbidez, evidenciando-se o arraste de partículas do VF-FA pela coloração avermelhada encontrada na amostra de seu efluente.



**Figura 31.** Vista das amostras dos efluentes líquidos com seus respectivos valores médios de turbidez

Dia da coleta das amostras: 10 de outubro de 2015

### 5.3.7. *Sólidos suspensos*

Em consonância com os valores obtidos para turbidez (item 5.3.5), o efluente do VF-FA obteve valores superiores de Sólidos Suspensos Totais (SST) por todo o período analítico em relação ao seu afluente (gráfico na **Figura 32**) com uma variação significativa (Tukey 5%), apresentando um incremento do valor médio de 10 vezes em relação ao afluente (**Tabela 13**). Também ocorreu o incremento significativo de valores (Tukey 5%) para as suas frações de Fixos (SSF) e Voláteis (SSV), porém nota-se que os SSV foram majoritários no afluente, enquanto que no efluente houve a predominância de SSF, indicando um maior arraste de partículas mineralizadas pela saída do reator.

**Tabela 13.** Concentrações médias de Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Fixos (SSF) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos”

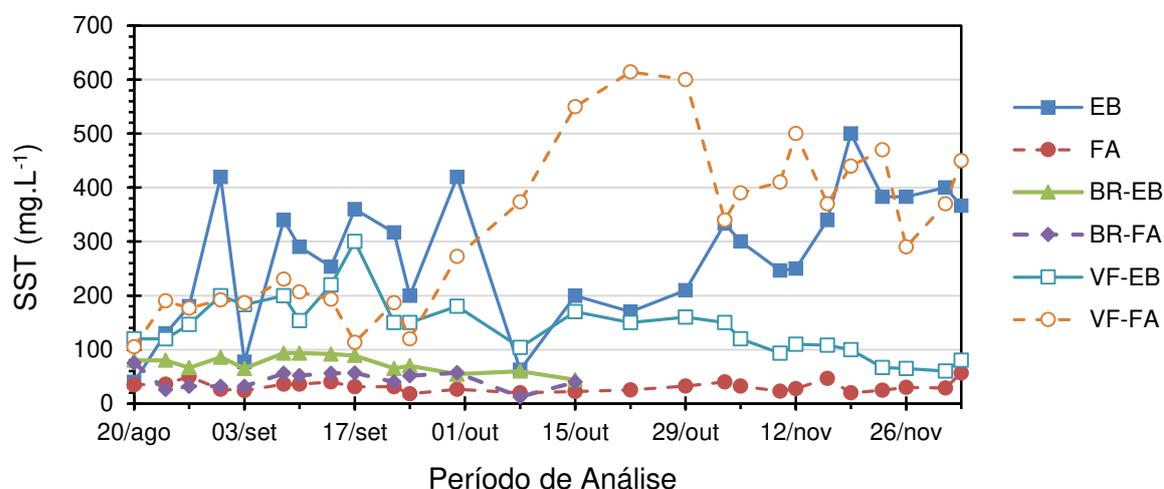
Amostra	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	Variação *	SSF (mg.L <sup>-1</sup> )	Variação *	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	Variação **
EB	276 ± 120 a*	-	24 ± 19 ab*	-	252 ± 106 a*	-
FA	32 ± 9 b*	-	3 ± 4 a*	-	29 ± 9 b*	-
BR-EB	74 ± 16 bc*	73%	13 ± 10 ab*	45%	61 ± 18 bc*	76%
BR-FA	44 ± 16 b*	-40%	11 ± 7 ab*	-324%	33 ± 12 b*	-13%
VF-EB	141 ± 54 c*	49%	53 ± 38 b*	-122%	88 ± 33 c*	65%
VF-FA	321 ± 153 a*	-917%	229 ± 123 c*	-8360%	92 ± 33 c*	-220%

\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem entre si (Tukey 5%).

\*\* Variação em relação ao afluente aplicado na unidade.

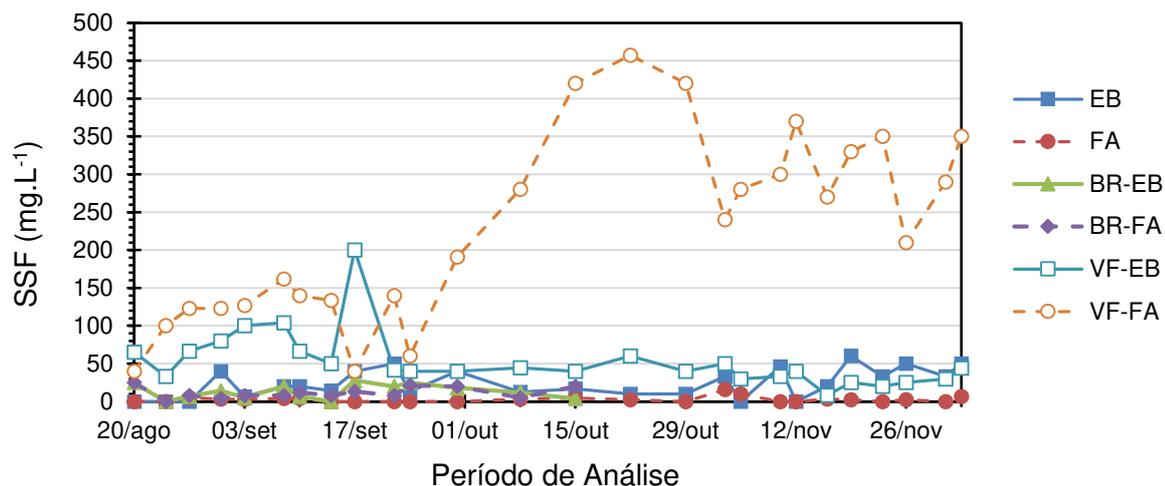
Considerando o grande aumento do valor médio de SSF a partir do efluente do FA para o efluente do VF-FA (de 3 para 229 mg.L<sup>-1</sup>), pode-se deduzir que houve arraste de partículas mineralizadas do solo que compunha o substrato, principalmente de fragmentos de argila oriundos da atividade metabólica das minhocas (SINHA et al., 2008).

Esse aumento de SSF pode também ser correlacionado com os elevados índices de turbidez obtidos, bem como com as elevadas vazões de saída verificadas para o reator (conforme hidrogramas no item 5.2). Já o incremento menos acentuado de SSV (de 29 para 92 mg.L<sup>-1</sup>) pode ser associado a compostos orgânicos aderidos às partículas do solo, oriundos do esgoto bruto ou até mesmo resultantes da degradação da braquiária.

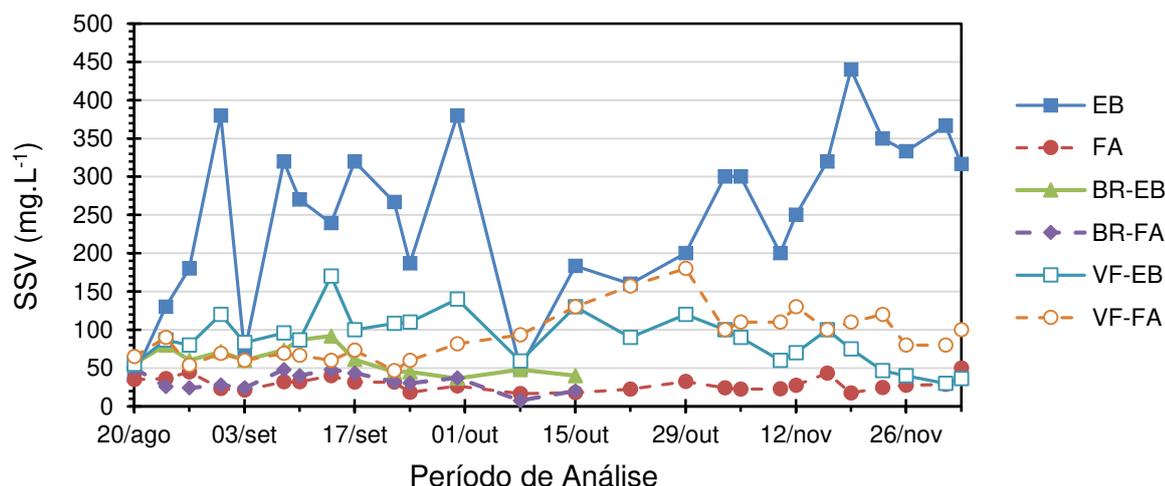


**Figura 32.** Sólidos Suspensos Totais do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbico, vermifiltros e “brancos”

Quanto ao efluente do VF-EB, houve uma diminuição significativa (Tukey 5%) de valores em relação ao esgoto bruto para SST e SSV (**Figura 32** e **Figura 34**), não possuindo, entretanto, uma variação significativa de SSF (Tukey 5%) (**Figura 33**), também indicando um arraste (de menor intensidade em comparação ao VF-FA) de partículas pelo efluente de saída.



**Figura 33.** Sólidos Suspensos Fixos do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”



**Figura 34.** Sólidos Suspensos Voláteis do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Por fim, salienta-se que em comparação aos valores encontrados na literatura que alcançaram remoções de pelo menos 90% de SST (SINHA et al., 2008; LI et al.,

2009; LIU et al., 2013; KUMAR et al., 2014), infere-se que o reduzido TDH do substrato adotado para os biofiltros do presente estudo proporcionou um desempenho insatisfatório, removendo pouco ou até mesmo elevando os índices de SST pós vermifiltração.

Considerando a composição adotada para os substratos das referidas pesquisas (**Tabela 1**), o arraste de fragmentos de argila nos vermifiltros da presente pesquisa poderia ter sido amenizado com a prévia trituração da braquiária seca que compõe o substrato das minhocas, obtendo-se fragmentos de tamanhos semelhantes às pequenas lascas de serragem, formando assim um leito de menor porosidade, aumento o TDH da unidade e suavizando os picos da vazão de saída.

### 5.3.8. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

No que tange a DBO, o efluente do VF-EB obteve valores inferiores ao do esgoto bruto por todo o período analítico em relação ao seu afluente (gráfico na **Figura 35**) com uma variação significativa (Tukey 5%), apresentando uma remoção média de 61% (**Tabela 14**), resultando em um valor de  $240 \pm 140 \text{ mg.L}^{-1}$ . Embora esse percentual atenda o limite mínimo de 60% de remoção estipulado pela resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento em corpo receptor, sua concentração é 4 vezes maior que o máximo de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$  estipulado pela legislação do Estado de São Paulo (DECRETO Nº 8.468, 1976).

**Tabela 14.** Concentrações médias da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos”

Amostra	DBO média (mg.L <sup>-1</sup> )	Coefficiente de Variação	Remoção **	Remoção global ***
EB	622 ± 221 a*	36%	-	-
FA	133 ± 54 b*	41%	-	79%
BR-EB	327 ± 165 b*	51%	47%	47%
BR-FA	107 ± 33 b*	31%	20%	83%
VF-EB	240 ± 140 b*	58%	61%	61%
VF-FA	85 ± 31 b*	37%	36%	86%

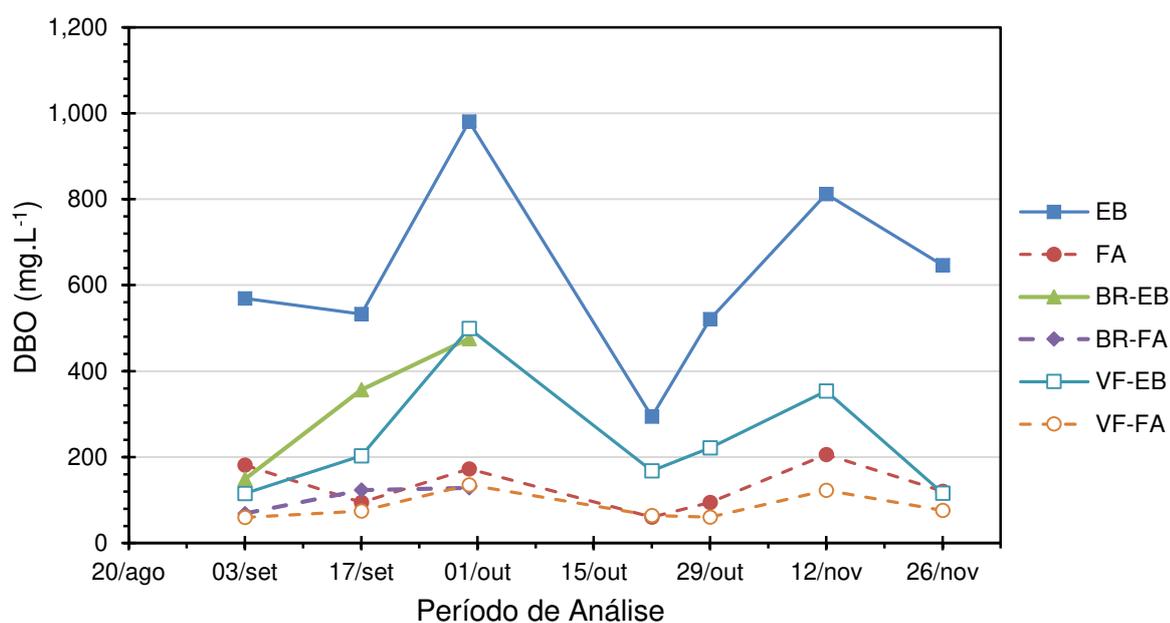
\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si (Tukey 5%).

\*\* Remoção em relação ao afluente aplicado na unidade.

\*\*\* Remoção em relação ao esgoto bruto.

Analisando-se os dados apresentados, a capacidade média de remoção de DBO do esgoto bruto pelo VF-EB foi de 61%, inferior ao do FA que atingiu 79%. Entretanto, conforme evidenciado nos resultados de turbidez e de sólidos suspensos (itens 5.3.6 e 5.3.7), o TDH de poucos minutos de ambos os vermifiltros pode ter influenciado nas suas eficiências de tratamento, provocando o arraste de partículas (principalmente de fragmentos de argila) devido às elevadas vazões de pico de saída.

Além disso, nota-se pelo gráfico da **Figura 35** que a remoção de DBO de ambos os vermifiltros em relação aos respectivos afluentes apresentou uma eficiência estável desde a sua primeira análise feita no 15º dia de operação, indicando um período de aclimatação menor que esse intervalo, enquanto que filtros anaeróbios podem levar até 100 dias para estabilizar o crescimento de biomassa e a sua consequente capacidade de tratamento (METCALF & EDDY, 2003).



**Figura 35.** Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Quanto ao VF-FA, a série de valores de DBO do efluente não apresentou uma tendência de redução significativa em relação ao seu afluente (Tukey 5%), alcançado uma remoção média de 36% e um valor médio de  $85 \pm 31$  mg.L<sup>-1</sup>. Apesar desse valor ser 3 vezes menor daquele obtido pelo VF-EB, ainda está acima do

limite máximo de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$  estipulado pela legislação do Estado de São Paulo (DECRETO Nº 8.468, 1976). No entanto, considerando o conjunto FA + VF-FA, obtém-se uma diminuição significativa em relação ao esgoto bruto (Tukey 5%), atingindo uma remoção global de 86%, acima do limite mínimo de 60% estipulado pela resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento em corpo receptor.

Desse modo, mesmo possuindo um TDH menor que acarretou no incremento de turbidez e SST de seu efluente, o VF-FA apresentou uma remoção global de DBO superior ao VF-EB, diferenciando-se também por obter uma maior concentração de OD, maior conversão de amônia para nitrito (e deste para nitrato) e por não ter apresentado sinais de entupimento ao longo do período analítico. Além disso, os valores de DBO de saída do VF-FA obtiveram um menor coeficiente de variação (37%) em relação ao VF-EB (58%), indicando a geração de um efluente mais estável.

Em comparação à literatura, o percentual de remoção individual de cada um dos vermifiltros foi menor que a eficiência reportada por Soto & Toha (1998), Sinha et al. (2008) e Li et al. (2009), que reportaram valores acima de 90%. Contudo, a remoção obtida pelo VF-EB assemelha-se à faixa de 54,78 a 60,89% encontrada por Xing et al. (2010), cuja configuração de leito com materiais de maior granulometria (e porosidade) associada a elevadas Taxas de Aplicações Superficiais (**Tabela 1**) justificam seu reduzido desempenho.

Considerando que a TAS de  $500 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  utilizada na presente pesquisa é menor do que as que foram empregadas na maioria das pesquisas de vermifiltração levantadas (**Tabela 1**), estas que alcançaram remoções de DBO e DQO mais satisfatórias, supõe-se que a baixa eficiência obtida está mais relacionada com o reduzido TDH (conforme hidrogramas expostos no item 5.2) e o conseqüente arrete de materiais particulados, que resultaram no rebaixamento da profundidade do substrato (conforme avaliação dos substratos mais adiante no item 5.4).

Outro fator que merece destaque é o regime de aplicação de afluentes nos vermifiltros. Enquanto para o presente estudo foram adotadas 10 aplicações diárias de  $50 \text{ L.m}^{-2}$  cada, a uma vazão em torno de  $0,29 \text{ L.s}^{-1}$  durante a aplicação, em intervalos iguais de 144 minutos, as pesquisas de vermifiltração levantadas (**Tabela**

1) não evidenciaram nenhuma dessas informações, sendo pouco discutido em como esses parâmetros operacionais podem influenciar no desempenho do reator.

Em comparação ao estudo de Tonon et al. (2015), no qual foi verificado a eficiência de filtros de areia em diversas TAS como pós tratamento de filtros anaeróbios semelhantes ao utilizado na presente pesquisa, obteve-se uma remoção – em relação à DBO média de  $113 \pm 47 \text{ mg.L}^{-1}$  do efluente de seu filtro anaeróbio – de 92% em um filtro de areia operado com uma TAS de  $500 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , estando os 36% obtidos pelo VF-FA muito aquém. Porém, os referidos autores verificaram o frequente entupimento (a cada 90 dias de operação aproximadamente) da camada superficial dos filtros de areia no emprego de TAS acima de  $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , fenômeno que não ocorreu com o VF-FA.

Por fim, ressalta-se que os valores médios de remoção de DBO obtidos por ambos os vermifiltros da presente pesquisa foram maiores que seus respectivos “brancos” (**Tabela 14**), porém, ao analisar-se o gráfico da **Figura 35**, nota-se que suas variações não foram significativas (Tukey 5%).

### **5.3.9. Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

Observando-se as médias obtidas para a DQO das amostras líquidas (**Tabela 15**) e as respectivas séries de dados (**Figura 36**), o VF-EB obteve uma tendência significativa de redução de todas as frações da DQO em relação ao esgoto bruto (Tukey 5%), atingindo uma remoção média da DQO Total de 63% e um valor médio de  $360 \pm 115 \text{ mg.L}^{-1}$ . Contudo, essa concentração é 4 vezes maior que o máximo de  $90 \text{ mg.L}^{-1}$  estipulado pela legislação do Estado de Minas Gerais (COPAM No 10, 1986).

Semelhantemente aos dados verificados para a remoção de DBO (item 5.3.8), a capacidade média de remoção de DQO do esgoto bruto pelo VF-EB foi de 63%, inferior ao do FA que atingiu 75%. Entretanto, conforme evidenciado nos resultados de turbidez e de sólidos suspensos (itens 5.3.6 e 5.3.7), o TDH de poucos minutos de ambos os vermifiltros pode ter influenciado nas suas eficiências de tratamento, provocando o arraste de partículas (principalmente de fragmentos de argila), devido às elevadas vazões de pico de saída.

Além disso, nota-se pelo gráfico da **Figura 36** que a remoção de DQO de ambos os vermifiltros, em relação aos respectivos afluentes, apresentou uma eficiência estável desde a sua segunda análise feita no 5º dia de operação, indicando um período de aclimatação mais curto que uma semana, enquanto que filtros anaeróbios podem levar até 100 dias para estabilizar o crescimento de biomassa e a sua consequente capacidade de tratamento (METCALF & EDDY, 2003).

**Tabela 15.** Concentrações médias de Demanda Química de Oxigênio (DQO) dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos”

Amostra	DQO Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Coefficiente de Variação	Remoção *	Remoção global **
EB	974 ± 241 a*	25%	-	
FA	241 ± 60 b*	25%	-	75%
BR-EB	476 ± 82 c*	17%	51%	51%
BR-FA	210 ± 55 b*	26%	13%	78%
VF-EB	360 ± 115 c*	32%	63%	63%
VF-FA	190 ± 33 b*	17%	21%	81%

Amostra	DQO Suspensa (mg.L <sup>-1</sup> )	% da DQO total	Remoção *	Remoção global **
EB	505 ± 234 a*	52%	-	-
FA	58 ± 17 b*	24%	-	88%
BR-EB	111 ± 40 b*	23%	78%	78%
BR-FA	45 ± 14 b*	21%	23%	91%
VF-EB	137 ± 63 b*	38%	73%	73%
VF-FA	88 ± 26 b*	46%	-51%	83%

Amostra	DQO Coloidal (mg.L <sup>-1</sup> )	% da DQO total	Remoção *	Remoção global **
EB	42 ± 30 a*	4%	-	-
FA	21 ± 12 bc*	9%	-	49%
BR-EB	27 ± 12 ab*	6%	35%	35%
BR-FA	7 ± 11 cd*	4%	65%	82%
VF-EB	17 ± 10 bcd*	5%	59%	59%
VF-FA	5 ± 6 d*	3%	77%	88%

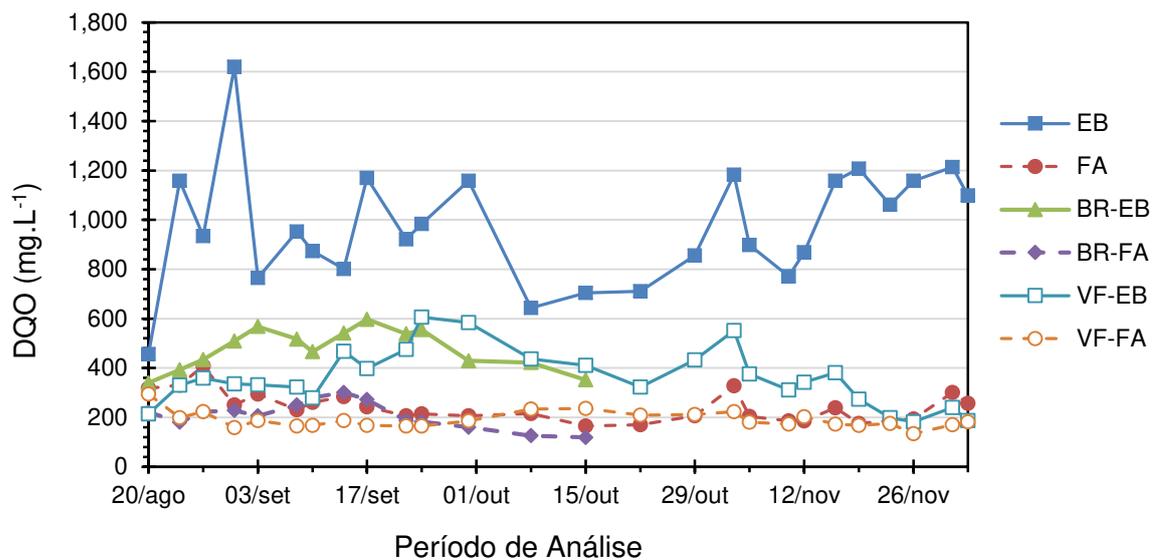
  

Amostra	DQO Solúvel (mg.L <sup>-1</sup> )	% da DQO total	Remoção *	Remoção global **
EB	427 ± 75 a*	44%	-	-
FA	161 ± 45 b*	67%	-	62%
BR-EB	338 ± 92 c*	71%	21%	21%
BR-FA	157 ± 41 b*	75%	2%	63%
VF-EB	205 ± 68 b*	57%	52%	52%
VF-FA	97 ± 34 d*	51%	40%	77%

\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula, em cada tipo de DQO, não diferem entre si (Tukey 5%).

\*\* Remoção em relação ao afluente aplicado na unidade.

\*\*\* Remoção em relação ao esgoto bruto.



**Figura 36.** Demanda Química de Oxigênio (DQO) do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio, vermifiltros e “brancos”

Quanto ao VF-FA, a tendência de remoção de DQO em relação ao afluente só foi significativa para as frações Coloidal e Solúvel (Tukey 5%), enquanto que a DQO Suspensa média apresentou um aumento de 51%, comportamento semelhante verificado para o aumento de turbidez e SST devido ao arraste de partículas no efluente de saída proporcionado pelo baixo TDH da unidade. Devido à coloração avermelhada do efluente do VF-FA (**Figura 31**), à redução observada na profundidade de seu substrato (conforme avaliação dos substratos descrita mais adiante no item 5.4) e o incremento de SSF no efluente (item 5.3.7), supõe-se que essas partículas carregadas foram originadas pela fragmentação de grãos de argila promovida pelas minhocas. Além disso, constatando-se o incremento de DQO suspensa, formula-se então a hipótese de que compostos quimicamente oxidáveis poderiam ter sido adsorvidos a essas partículas argilosas, incluindo-se a matéria orgânica oriunda do afluente, ou até mesmo, compostos resultantes da degradação da braquiária contida no substrato.

No tocante à DQO Total do efluente do VF-FA, sua remoção em relação ao afluente não foi significativa (Tukey 5%), alcançando um valor médio de apenas 21% e uma concentração média de  $190 \pm 33 \text{ mg.L}^{-1}$ , superior ao valor máximo de  $90 \text{ mg.L}^{-1}$  estipulado pela legislação do Estado de Minas Gerais (COPAM No 10, 1986) para lançamentos em corpos d'água. No entanto, considerando o conjunto FA + VF-

FA, obtém-se uma diminuição significativa em relação ao esgoto bruto (Tukey 5%), atingindo uma remoção global de 81%.

Desse modo, mesmo possuindo um TDH menor que acarretou no incremento de turbidez e SST de seu efluente, o VF-FA apresentou uma remoção global de DQO superior ao VF-EB, diferenciando-se também por obter uma maior concentração de OD, maior conversão de amônio para nitrito (e deste para nitrato) e por não ter apresentado sinais de entupimento ao longo do período analítico. Além disso, os valores de DQO de saída do VF-FA obtiveram um menor coeficiente de variação (17%) em relação ao VF-EB (32%), indicando a geração de um efluente mais estável.

Quanto ao VF-EB, e considerando a TAS de  $500 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  e o valor médio de  $974 \text{ mg.L}^{-1}$  de DQO do esgoto bruto utilizado, obtém-se uma TASO de  $487 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , valor dentro da faixa daquela reportada por diversos estudos (TAYLOR et al., 2003; LI et al., 2009; SARTORI, 2010; XING et al. 2010; NI et al., 2014). Contudo, o percentual médio de remoção de DQO no VF-EB foi menor que a eficiência da faixa de 70 a 80% reportada por Taylor et al. (2003), Li et al. (2009), Sartori (2010) e Ni et al. (2014). O percentual de remoção encontrado assemelha-se apenas àqueles obtidos por Xing et al. (2010) e Liu et al. (2013), que alcançaram valores de 47,26 e 57,55% e de 59,3 a 75,9, respectivamente. Destaca-se ainda que nestas duas últimas referências, a utilização de uma camada superficial com materiais de maior granulometria (e maior porosidade) associada à elevadas TAS (**Tabela 1**), podem justificar seu menor desempenho. Para o caso da presente pesquisa, conforme apontado na discussão sobre DBO (item 5.3.8), a baixa eficiência dos vermifiltros relaciona-se ao reduzido TDH, para o qual verificou-se a saída de 50% do volume aplicado em poucos minutos (conforme hidrogramas expostos no item 5.2).

Em comparação ao estudo de Tonon et al. (2015), no qual foi verificado a eficiência de filtros de areia em diversas TAS como pós tratamento de filtros anaeróbios semelhantes ao utilizado na presente pesquisa, obteve-se uma remoção – em relação à DQO média de  $389 \pm 199 \text{ mg.L}^{-1}$  do efluente de seu filtro anaeróbio – de 88% em um filtro de areia operado com uma TAS de  $500 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , estando os 21% obtidos pelo VF-FA muito aquém. Porém, os referidos autores verificaram o

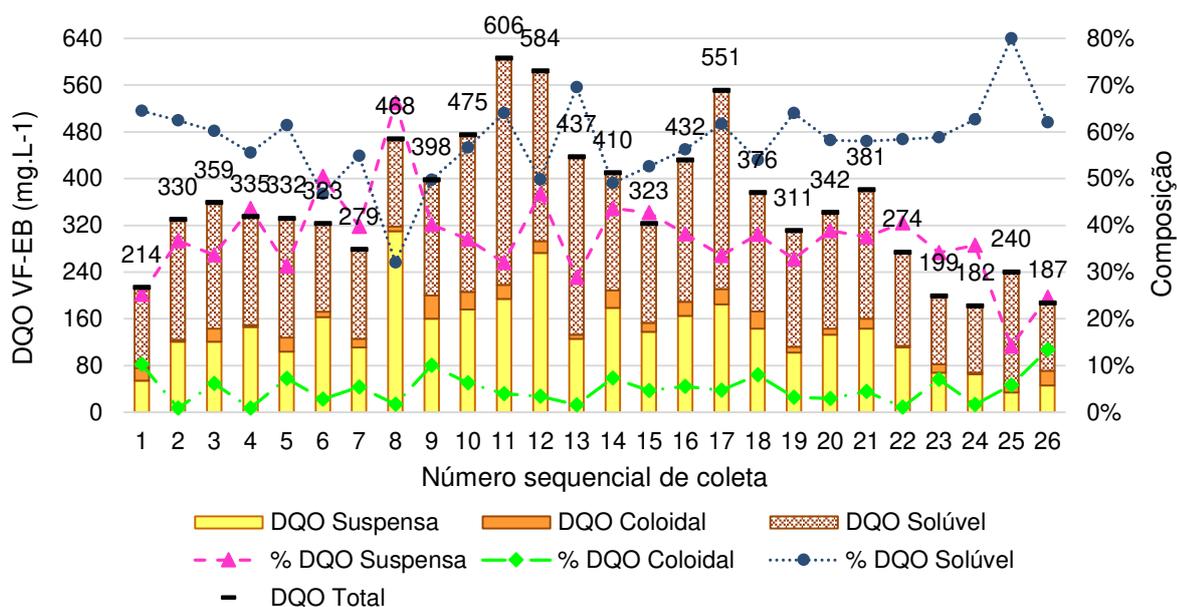
frequente entupimento (a cada 90 dias de operação aproximadamente) da camada superficial dos filtros de areia no emprego de TAS acima de  $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , ocorrência não constatada para o VF-FA.

Em relação aos “brancos”, os valores médios de remoção de DQO obtidos por seus respectivos vermifiltros foram superiores (**Tabela 15**), porém suas variações não foram significativas (Tukey 5%), conforme pode-se verificar no gráfico da **Figura 36**.

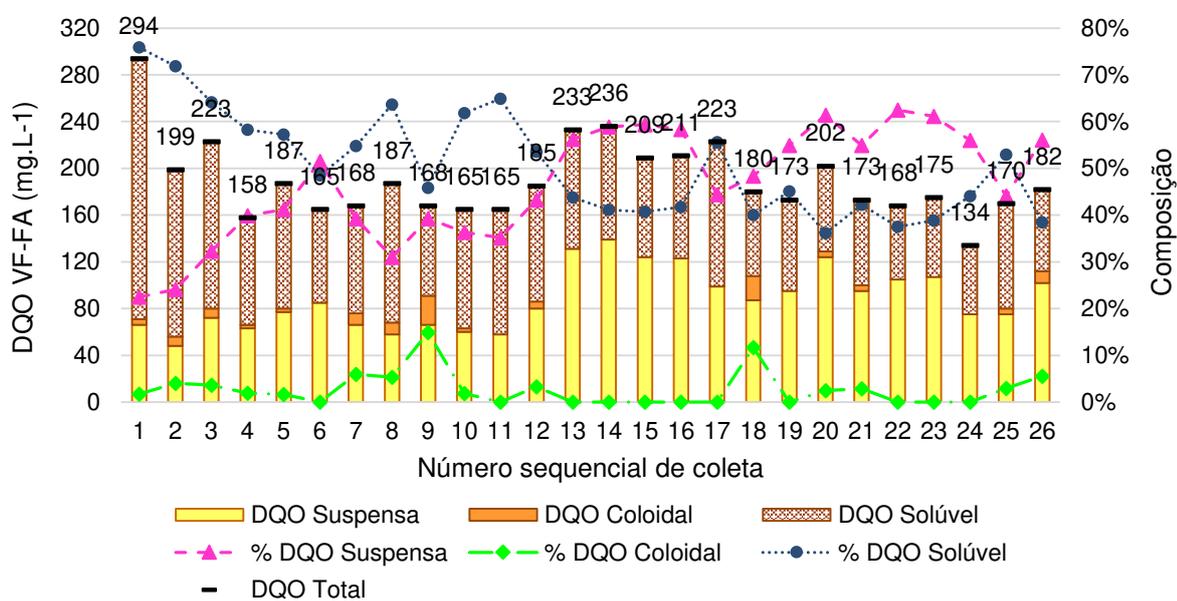
Com base na **Figura 36**, **Figura 37** e **Figura 38**, pode-se notar a rápida estabilização do comportamento dos vermifiltros quanto a seus valores de DQO, apresentando um período de aclimação dos reatores praticamente inexistente.

Para a série de dados do VF-EB (**Figura 37**), destaca-se a queda dos resultados das últimas 5 coletas (últimas 2 semanas do período analítico), fenômeno que pode ser relacionado ao período de pré-colmatação do leito, no qual alcançou-se uma remoção da ordem de 80% de DQO total (**Figura 36**). Vale destacar que a fração que apresentou maior redução neste período foi a de DQO Suspensa, que pode ter sido proporcionada por um menor arraste de material particulado (formado supostamente por fragmentos de argilas com compostos orgânicos adsorvidos), junto à saída de efluente como consequência da gradativa colmatação e suavização dos picos de vazão de saída. Já as frações solúvel e coloidal mantiveram-se praticamente estáveis por todo o período analítico.

Para a série de dados do VF-FA (**Figura 38**), todas as frações de DQO se mantiveram estáveis ao longo do período analítico, destacando-se que a DQO Suspensa média de  $88 \pm 26 \text{ mg.L}^{-1}$  representa cerca de 46% da DQO Total (**Tabela 15**), podendo ser relacionada aos elevados valores de turbidez (item 5.3.6) e SSF (item 5.3.7) verificados para esse efluente, em decorrência ao arraste de material particulado (que pode conter compostos orgânicos adsorvidos) no efluente. Desse modo, pode-se inferir que o emprego de um substrato que proporcione um TDH mais elevado e, conseqüentemente, menores vazões de pico de saída, possa reduzir o arraste de materiais particulados e proporcionar uma melhor remoção de turbidez, SSF e DQO Suspensa.



**Figura 37.** Frações de DQO do efluente do vermifiltro alimentado com esgoto bruto



**Figura 38.** Frações de DQO do efluente do vermifiltro alimentado com efluente do filtro anaeróbio

Como comparativo quanto a capacidade de remoção da fração suspensa da DQO, Tonon (2011) verificou em um sistema composto de filtro anaeróbio seguido por filtro de areia com TAS de 500 L.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> que, para a DQO média de 389 ± 199 mg.L<sup>-1</sup> do afluente aportado no filtro de areia, dos quais 27 % era constituído por

DQO Suspensa, houve a remoção de 87,7% da DQO Total e 99,8% da DQO Suspensa.

### 5.3.10. *Carbono Orgânico Dissolvido (COD)*

Em relação ao método utilizado para a determinação de carbono orgânico das amostras líquidas, vale salientar que o aparelho empregado no procedimento (SHIMADZU, Modelo TOC 5000A) não permitia a análise de amostras com a presença de materiais suspensos. Portanto, não foi possível determinar a concentração de Carbono Orgânico Total (COT), mas somente a de Carbono Orgânico Dissolvido (COD) após a filtração das amostras.

A partir dos valores médios de COD obtidos para os afluentes e efluentes dos vermifiltros (**Tabela 16**), nota-se uma semelhança dos percentuais de remoção com aqueles encontrados para os valores da DQO Solúvel (**Tabela 15**). Contudo, a diferença das variações do efluente do VF-FA não foram significativas em relação ao efluente do FA (Tukey 5%). O VF-EB obteve uma tendência a valores reduzidos em relação ao esgoto bruto (Tukey 5%).

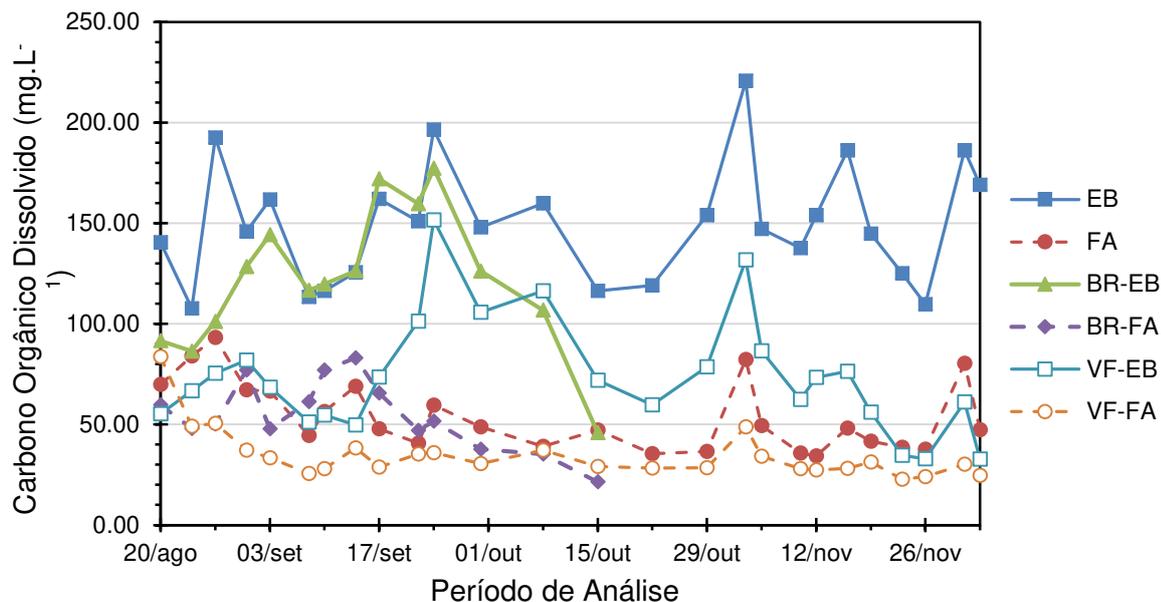
**Tabela 16.** Carbono Orgânico Dissolvido (COD) dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos”

Amostra	DBO média (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção**	Remoção global***
EB	150 ± 30 a*	-	-
FA	54 ± 17 b*	-	64%
BR-EB	122 ± 35 c*	19%	19%
BR-FA	54 ± 17 bd*	0%	64%
VF-EB	73 ± 29 d*	51%	51%
VF-FA	35 ± 13 b*	36%	77%

\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si (Tukey 5%).

\*\* Remoção em relação ao afluente aplicado na unidade.

\*\*\* Remoção em relação ao esgoto bruto.



**Figura 39.** Carbono Orgânico Dissolvido (COD) dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos”

Semelhantemente ao verificado para os valores de DBO e DQO, a baixa eficiência em remoção de COD pelo VF-FA pode ser relacionada ao seu reduzido TDH em relação ao VF-EB, correlacionado, por sua vez, à formação de uma população de minhocas de menor número de indivíduos adultos (conforme avaliação da dinâmica populacional de minhocas descrita mais adiante no item 5.5), e uma conseqüente menor produção e acúmulo de vermicomposto que conferiria ao substrato uma maior capacidade de retenção de água e de partículas.

Entretanto, considerando-se o conjunto FA + VF-FA, foram obtidos valores significativamente inferiores em relação ao esgoto bruto (Tukey 5%), atingindo uma remoção global de 77%, superando os 51 % alcançados pelo VF-EB, diferenciando-se ainda por apresentar um efluente com uma maior concentração de OD, maior conversão de amônia para nitrito (e deste para nitrato) e por não ter demonstrado sinais de entupimento do leito ao longo do período analítico.

Por fim, ressalta-se que os dados de COD para o VF-EB não evidenciaram um comportamento “pré-colmatação” como ocorrido com a DQO (item 5.3.9), uma vez que foi observado uma diminuição mais acentuada apenas da DQO Suspensa nesse período, mantendo-se os índices da fração dissolvida.

### 5.3.11. Série de nitrogênio

No tocante aos compostos nitrogenados, observa-se na **Tabela 17** que o valor médio de Nitrogênio Total (NT) do efluente do VF-FA é muito próximo do valor do efluente do FA, verificando-se que não há diferença significativa entre as variações das séries de dados (Tukey 5%). Já para o efluente do VF-EB obteve-se uma tendência significativamente menor em relação ao esgoto bruto (Tukey 5%), ocorrência que pode ser justificada pela retenção de materiais nitrogenados particulados de menor biodegradabilidade no substrato do vermifiltro, que seriam então adsorvidos pelo vermicomposto, embora não tenha sido realizada a análise de compostos nitrogenados retidos no substrato para comprovar essa hipótese.

Essa suposição também justificaria a diferença do valor médio de nitrogênio na forma orgânica (N-ORG) do efluente do FA ( $8,9 \pm 3,7$ ) em relação ao esgoto bruto ( $22,4 \pm 7,3$ ), no qual o material particulado poderia ter sido retido e envolvido pela biomassa do reator anaeróbio.

Outra hipótese para a redução dos valores de NT no VF-EB seria a ocorrência da nitrificação concomitante à desnitrificação pela formação de sítios anóxicos no substrato, convertendo nitratos à  $N_2$  gasoso. Entretanto, como não foram obtidos valores expressivos de nitritos e nitratos no efluente do VF-EB em relação ao esgoto bruto (Tukey 5%), essa suposição se torna pouco provável.

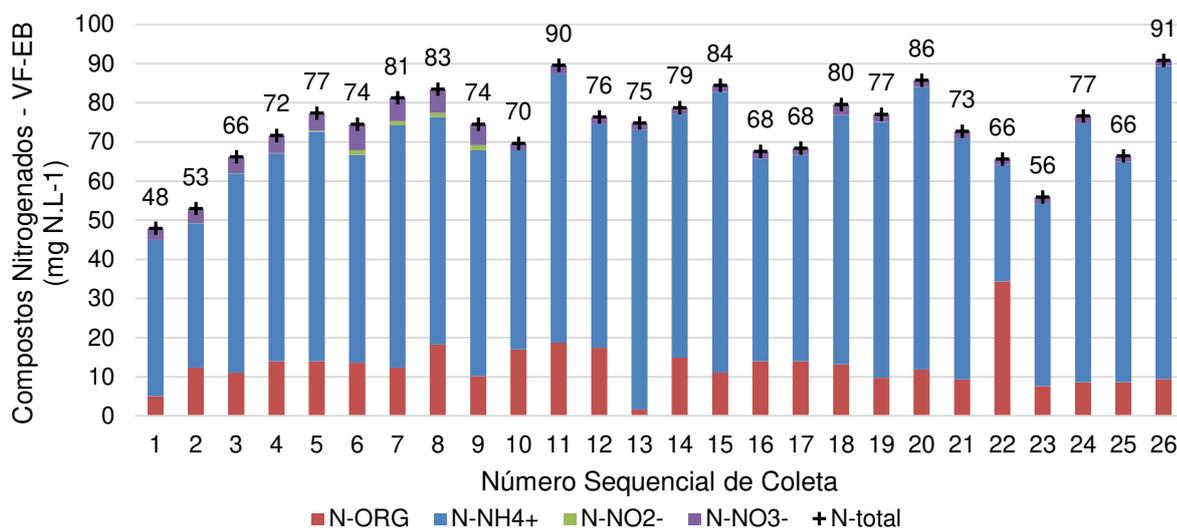
**Tabela 17.** Concentrações médias dos compostos nitrogenados dos afluentes e efluentes dos vermifiltros e “brancos”

Amostra	N-Total	N-ORG	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
EB	100,8 ± 12,6 a*	22,4 ± 7,3 a*	74,4 ± 10,4 a*	** a*	4,1 ± 1,0 a*
FA	88,1 ± 10,1 b*	8,9 ± 3,7 bc*	76,8 ± 10,3 a*	** a*	2,4 ± 0,6 a*
BR-EB	77,8 ± 14,6 bc*	10,3 ± 3,1 bc*	64,7 ± 14,1 bc*	** a*	2,8 ± 1,3 a*
BR-FA	75,7 ± 12,9 bc*	6,8 ± 3,1 b*	66,6 ± 12,0 abc*	** a*	2,3 ± 0,8 a*
VF-EB	73,4 ± 10,5 c*	12,8 ± 5,9 c*	57,6 ± 11,5 c*	0,2 ± 0,4 a*	2,8 ± 1,7 a*
VF-FA	83,7 ± 17,8 bc*	7,4 ± 4,2 b*	35,9 ± 12,7 d*	6,2 ± 5,6 b*	34,3 ± 16,2 b*

\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem entre si (Tukey 5%).

\*\* Valores abaixo do limite de detecção do método.

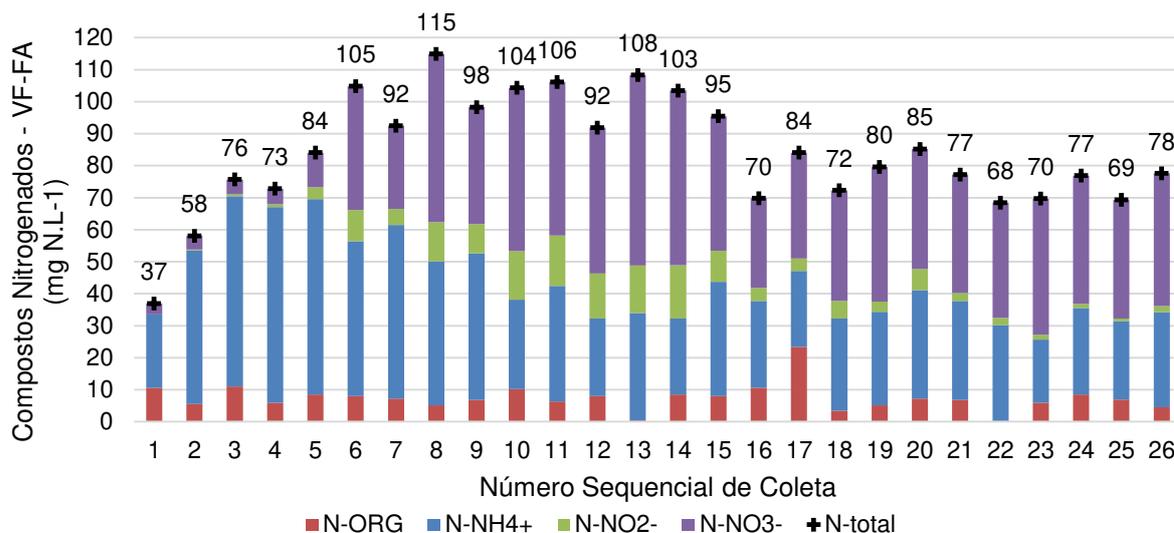
Analisando-se as médias de concentração de compostos nitrogenados do efluente do VF-EB na **Tabela 17** e sua série de dados exposta na **Figura 40**, nota-se que não houve nitrificação nesse reator uma vez que não há a uma formação significativa de nitritos e nitratos (Tukey 5%).



**Figura 40.** Compostos nitrogenados do efluente do vermifiltro alimentado com esgoto bruto

Desse modo, infere-se que apenas houve nitrificação no VF-FA. Na **Figura 41** nota-se a estabilização na formação de nitritos e nitratos a partir da 6ª coleta (3ª semana do período analítico). Confrontando essa série de dados com os resultados obtidos para condutividade (**Figura 28**) e alcalinidade (**Figura 26** e **Figura 27**), infere-se que o VF-FA levou em torno de 4 semanas para formação de uma população estável de microrganismos nitrificantes.

Considerando as concentrações médias apresentadas na **Tabela 17**, o VF-FA obteve uma diminuição nos valores de  $\text{N-NH}_4^+$  (por nitrificação) de 53%, valor dentro da faixa encontrada por XING et al. (2010), que obtiveram resultados entre 21,01% e 62,31% em vermifiltros operados com TAS de 2.400 a 6.700  $\text{L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ . Conforme exposto pelos referidos autores, o percentual de redução de  $\text{N-NH}_4^+$  no vermifiltro é inversamente proporcional à TAS empregada, de modo que a gradativa diminuição do TDH proporciona a saída do efluente antes da completa oxidação da amônia em nitrito e deste em nitrato. Portanto, o baixo TDH verificado para o VF-FA também pode ter sido um fator limitante para a conversão de  $\text{NH}_4^+$  para  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$ .



**Figura 41.** Compostos nitrogenados do efluente do vermifiltro alimentado com efluente do filtro anaeróbio

Quanto à ausência de nitrificação verificada para o VF-EB, o OD pode ter sido um limitante para o desenvolvimento de uma comunidade de bactérias nitrificantes em seu substrato, uma vez que seu efluente apresentou valores da ordem de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$  por um extenso período (de 22/set a 19/nov - gráfico na **Figura 29**), valor aquém do mínimo recomendado de  $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$  pela USEPA (1993), para a estabilização desses microrganismos de menor taxa de crescimento em relação às bactérias heterotróficas responsáveis pela remoção de matéria carbonácea (VON SPERLING, 2012).

Esses baixos índices de oxigenação verificados podem ser justificados pela intensa demanda de OD para a degradação de matéria orgânica, em decorrência à elevada carga orgânica do afluente aportado (esgoto bruto). Embora a literatura consultada não tenha reportado um comportamento semelhante em um vermifiltro, salienta-se que os valores médios encontrados de DBO e DQO para o esgoto bruto do presente estudo ( $622 \text{ mg.L}^{-1}$  – item 5.3.8 – e  $974 \text{ mg.L}^{-1}$  – item 5.3.9 – respectivamente) são muito superiores aos das demais pesquisas (**Tabela 1**).

Pode-se supor ainda que o elevado consumo de OD pelas bactérias degradadoras de matéria orgânica tenha sido promovido logo nas camadas mais superficiais do substrato, uma vez que foi observada uma maior incidência de minhocas nessa região (conforme avaliação da população de minhocas descrita

mais adiante no item 5.5), e a formação de zonas de acúmulo de lodo escuro e fétido, característico da degradação anaeróbia, nas camadas mais inferiores do substrato (conforme avaliação dos substratos descrita na sequência no item 5.45.5). Esse intenso metabolismo de degradação de matéria carbonácea na porção mais superficial do leito pode então ter se sobressaído em relação ao crescimento populacional de microrganismos nitrificantes, que possuem uma taxa de crescimento mais lenta.

Em relação às diferenças obtidas entre os dois vermifiltros, principalmente em relação ao TDH e a correlação alcalinidade/condutividade/nitrificação/OD, deduz-se que sejam consequência da interação entre a população de minhocas e a carga orgânica do afluente empregado. Conforme as avaliações dos substratos dos vermifiltros e de suas respectivas populações de minhocas discutidas na sequência nos itens 5.4 e 5.5, constatou-se uma população de minhocas no VF-EB majoritariamente composta por indivíduos adultos e um maior acúmulo de vermicomposto no leito, enquanto que no VF-FA encontrou-se uma predominância de minhocas juvenis e uma menor quantidade de vermicomposto. Desse modo, formula-se a hipótese de que o TDH mais elevado do VF-EB seja uma consequência de uma maior retenção de água pelo acúmulo de vermicomposto originado pela maior atividade metabólica das minhocas, associada à maior oferta de matéria orgânica pelo esgoto bruto.

Conforme já mencionado, a grande oferta de matéria orgânica pelo esgoto bruto também pode ter proporcionado uma maior metabolização bacteriana da matéria carbonácea no VF-EB, reduzindo o OD de seu efluente a níveis abaixo de  $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , limitando assim a nitrificação no reator. Já para o VF-FA, as alterações de alcalinidade e condutividade em seu efluente se correlacionam com a nitrificação ocorrida, cujo desenvolvimento de bactérias nitrificantes não sofreu limitações de oxigenação do meio.

Quanto ao curto TDH conferido ao VF-FA, pode-se correlacionar as elevadas vazões de pico de saída verificadas com o arraste de fragmentos de argila (resultantes do metabolismo das minhocas), o que poderia ter ocasionado então o aumento dos índices de turbidez, SSF e DQO Suspensa em relação ao VF-EB.

Por fim, e voltando-se a atenção para às restrições legais estipuladas para lançamentos de efluentes em corpos d'água, tanto a concentração média de  $\text{N-NH}_4^+$  do efluente do VF-FA (de  $35,9 \pm 12,7 \text{ mg.L}^{-1}$ ) quanto do VF-EB (de  $57,6 \pm 11,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ) são superiores ao limite máximo de  $20 \text{ mg N.L}^{-1}$  imposto pela resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011). Contudo, por se tratar de um reator voltado para sistemas descentralizados, sua carga torna-se diminuta para lançamentos em corpos receptores, podendo-se ainda optar pelo reúso de seu efluente como alternativa de disposição final, embora esses efluentes encontrem restrições de disposição final ou reúso devido aos elevados índices de turbidez e sólidos verificados (itens 5.3.6 e 5.3.7). Para fins de aplicação na agricultura, é recomendável pela FAO (1994) que águas de irrigação não ultrapassem o limite de  $30 \text{ mg.L}^{-1}$  de NT para a maioria das plantações. Portanto, levando-se em conta que não há a remoção de NT pelos vermifiltros – mas sim apenas a transformação de compostos por nitrificação – o uso do efluente sem diluição de ambos os vermifiltros, que atinge valores da ordem de  $80 \text{ mg.L}^{-1}$ , seria limitado à tolerância a compostos nitrogenados da planta a ser irrigada.

#### **5.4. Avaliação dos substratos dos vermifiltros e unidades de controle**

Dez dias após o término da operação do sistema, os substratos foram manualmente removidos dos biofiltros, inclinando-se cada unidade na posição horizontal para a remoção do material envolto em tecido “Raschel” (**Figura 42**). Em seguida, foram posicionados verticalmente para a medição de suas alturas conforme **Figura 43**. Posteriormente cada substrato foi colocado na posição horizontal e divididos ao meio verticalmente, conforme **Figura 44** e **Figura 45**.



**Figura 42.** Vistas do substrato da camada superior ao ser retirado do vermifiltro



**Figura 43.** Imagens frontais dos substratos retirados dos vermifiltros e “brancos”  
Da esquerda para a direita: VF-EB, BR-EB, VF-FA e BR-FA



**Figura 44.** Vista interna do substrato dos “brancos”  
Esquerda: BR-EB; direita: BR-FA



**Figura 45.** Vista interna do substrato dos vermifiltros  
Esquerda: VF-EB; direita: VF-FA

No tocante ao aspecto visual dos substratos, ambos os “brancos” apresentaram coloração e textura semelhante entre si, além de uma composição homogênea por toda a profundidade do material. Também foi perceptível o acúmulo de materiais particulados no topo de ambos, com a formação de uma pequena camada de coloração escura no VF-EB (**Figura 46**). Em relação aos substratos dos vermifiltros, enquanto o VF-FA e “brancos” apresentaram uma coloração avermelhada típica de solos argilosos, além de uma composição homogênea por toda a sua profundidade, o VF-EB apresentou uma coloração escura em alguns pontos da porção mais profunda do material (**Figura 45**), oriunda da formação de lodo de odor fétido, indicando a ocorrência de degradação anaeróbia nesses pontos. Essa constatação se correlaciona com os baixos índices de OD obtidos pelo seu efluente (em torno de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em grande parte do período analítico.



**Figura 46.** Vista do topo substrato dos “brancos”

Esquerda: BR-EB; direita: BR-FA

Outro aspecto importante observado foi a quantidade de vermicomposto acumulado em ambos os vermifiltros, fenômeno mais intensamente constatado no VF-EB, cuja maior deposição de material foi no topo (**Figura 47**). Para o VF-FA o acúmulo de vermicomposto foi mais homogêneo ao longo da profundidade do substrato. Supõe-se que o maior acúmulo desse material no VF-EB em relação ao VF-FA tenha proporcionado uma maior retenção de água e adsorção de materiais particulados orgânicos e inorgânicos, favorecendo ao seu entupimento anteriormente ao VF-FA.

Quanto à profundidade final averiguada para cada substrato, ambos os “brancos” mantiveram a mesma medida inicial de 40 cm, enquanto que os dois vermifiltros diminuíram, tendo o VF-EB apresentado uma altura de 35 cm e o VF-FA de 26 cm. Considerando-se os valores de turbidez e de sólidos suspensos dos efluentes dos vermifiltros (itens 5.3.5 e 5.3.7, respectivamente), pode-se deduzir que houve arraste de material argiloso e de partículas orgânicas dos vermifiltros ao longo do experimento (mais intensamente no VF-FA), o que acarretou na diminuição da profundidade do substrato.



**Figura 47.** Imagens do vermicomposto acumulado no topo do vermifiltro alimentado com esgoto bruto  
Esquerda: vista do topo do vermifiltro; direita: vista da porção de vermicomposto retirado do topo  
manualmente

Considerando também os hidrogramas e os valores de DQO das amostras líquidas (itens 5.2 e 5.3.9, respectivamente), pode-se inferir que a qualidade do afluente aplicado no vermifiltro pode proporcionar alterações na condutividade hidráulica do substrato e, conseqüentemente, no arraste de partículas orgânicas e inorgânicas.

O aporte de um afluente de elevada carga orgânica e de sólidos suspensos, como exemplo o esgoto bruto utilizado na presente pesquisa, pode interferir diretamente na dinâmica populacional de minhocas (discussão no item 5.5), intensificando a formação e o acúmulo de vermicomposto. Isso associado à uma alta retenção de partículas em suspensão no substrato do vermifiltro, proporciona a diminuição da porosidade do meio e de sua condutividade hidráulica, implicando em um menor arraste de partículas junto ao efluente de saída. Contudo, pode-se conduzir assim à colmatação do leito.

Desse modo, salienta-se que a colmatação observada do VF-EB diverge da literatura consultada (**Tabela 1**), na qual praticamente todas as pesquisas utilizaram Taxas de Aplicações Superficiais superiores a  $500 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  por períodos de operação mais extensos em relação à presente pesquisa, sem a ocorrência de entupimento do leito. Entretanto, todas as referidas fontes utilizaram afluentes cuja

DBO média não ultrapassou  $300 \text{ mg.L}^{-1}$ , enquanto que o esgoto bruto aplicado no VF-EB atingiu um valor médio de  $622 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Nesse contexto, destaca-se ainda que não foi encontrado no mencionado levantamento bibliográfico uma referência que reportasse a influência da carga orgânica aplicada a um vermifiltro sobre a dinâmica populacional de minhocas e, conseqüentemente, com a sua capacidade de formação e acúmulo de vermicomposto no leito, que, aliado à retenção de partículas do afluente, podem ocasionar na diminuição da longevidade do vermifiltro, isto é, na necessidade de remoção periódica desse material gerado como medida preventiva à colmatação do reator. Tampouco encontraram-se referências que apontassem a influência da composição de substratos empregados em vermifiltros sobre sua condutividade hidráulica e, conseqüentemente, sua eficiência na remoção de poluentes.

### 5.5. Avaliação do desenvolvimento populacional de minhocas dos vermifiltros

Para a contagem final de minhocas o substrato de cada vermifiltro foi fracionado em três camadas de semelhante profundidade entre si (**Figura 45** e **Figura 48**), separando-se em cada camada os organismos em três faixas etárias de acordo com o peso: menor que 100 mg (filhotes); de 100 a 300 mg (estágio intermediário); e maior que 300 mg (organismos adultos com presença de clitelo) (**Figura 49**). Os resultados foram expostos na **Tabela 18**.



**Figura 48.** Fracionamento do substrato do vermifiltro alimentado com esgoto bruto em três camadas



**Figura 49.** Pares de minhocas *Eisenia andrei* selecionadas em três faixas etárias: adultas, intermediárias e filhotes

**Tabela 18.** Contagem e pesagem final de minhocas dos vermifiltros

Camada do substrato		Filhotes (abaixo de 0,1 g cada)			Minhocas intermediárias (entre 0,1 e 0,3 g cada)			Adultas (acima de 0,3 g cada)		
		Pop.	Massa total (g)	Massa per capita (g)	Pop.	Massa total (g)	Massa per capita (g)	Pop.	Massa total (g)	Massa per capita (g)
VF-EB	Superior	21	1,344	0,064	55	11,059	0,201	495	227,085	0,459
	Intermed.	8	0,506	0,063	14	2,100	0,150	54	25,954	0,481
	Inferior	0	0	0	0	0	0	10	4,811	0,481
	<b>TOTAL</b>	<b>29</b>	<b>1,850</b>	<b>0,064</b>	<b>69</b>	<b>13,159</b>	<b>0,191</b>	<b>559</b>	<b>257,850</b>	<b>0,461</b>
VF-FA	Superior	35	2,357	0,067	201	39,506	0,197	2	0,568	0,284
	Intermed.	131	6,360	0,049	284	40,642	0,143	20	5,400	0,270
	Inferior	*	17,568	-	260	31,567	0,121	19	4,342	0,229
	<b>TOTAL</b>	<b>*</b>	<b>26,285</b>	<b>-</b>	<b>745</b>	<b>111,715</b>	<b>0,150</b>	<b>41</b>	<b>10,310</b>	<b>0,251</b>

\* Quantidade excessiva de minhocas recém-nascidas selecionadas no VF-FA na camada inferior, inviabilizando sua contagem

Observando-se o resultado da contagem, a população do VF-EB totalizou um valor menor que o inicial (de 700 minhocas, **Tabela 4**), apresentando 657 indivíduos, dos quais 85% eram adultos de massa per capita média de 0,461 g (significativamente maior que a inicial de 0,28 g). Salienta-se que algumas minhocas possam ter migrado para a camada inferior de pedrisco anteriormente à remoção do substrato do vermifiltro, embora foram encontradas apenas 10 minhocas na porção

mais profunda do substrato, tendo sua concentração populacional majoritariamente no topo.

Essa preferência pela porção superficial do VF-EB das minhocas pode ser justificada pela presença de lodo anaeróbio na porção inferior desse material, conforme evidenciado no item 5.4, indicando a falta de oxigenação nessa parte.

Conforme indicado na **Tabela 18**, durante a seleção de minhocas filhotes na porção inferior do substrato do VF-FA foram encontrados inúmeros espécimes recém-nascidos (**Figura 50**), o que inviabilizou sua contagem, sendo assim medido apenas seu peso total.



**Figura 50.** Minhocas filhotes e recém-nascidas removidas da porção inferior do substrato do vermifiltro alimentado com efluente do filtro anaeróbio

Em comparação aos valores do VF-FA, tanto o número de minhocas adultas quanto o peso per capita dessa faixa etária é maior no VF-EB. Já o VF-FA destaca-se pela sua população da faixa etária intermediária de minhocas ao longo de toda a profundidade do substrato, totalizando 745 indivíduos, ou seja, mesmo sem a contabilização das minhocas filhotes e adultas, sua população final ultrapassou o valor inicial de 700 espécimes. Contudo sua massa total de minhocas (148,3 g) foi inferior ao valor total inicial (206,1 g).

Desse modo, pode-se inferir que a menor relação de DQO/NT do VF-FA em comparação com o VF-EB, pode ter proporcionado a manutenção de uma população

juvenil predominante sobre a adulta no vermifiltro, diminuindo a capacidade do reator de degradação de matéria orgânica, uma vez que a VF-EB manteve uma população majoritária de minhocas adultas e maior eficiência de remoção de DQO.

Portanto, apesar do VF-FA apresentar uma população maior e uma maior concentração de minhocas filhotes e juvenis, sua capacidade de remoção de DQO foi significativamente menor que a do VF-EB (item 5.3.9). Isso também pode ser correlacionado aos maiores picos de vazões de saída do VF-FA ao longo do período analítico (conforme hidrogramas) e, conseqüentemente, ao seu menor tempo de detenção hidráulico (TDH), fator que acarretou em um maior arraste de sólidos e uma menor remoção de matéria orgânica em relação ao VF-EB.

Xing et al. (2010) constataram um comportamento semelhante ao descrito. Em sua pesquisa foi comparada a eficiência de tratamento por vermifiltros com distintas Taxas de Aplicação Superficial, variando de 2.400 até 6.700 L.m<sup>2</sup>.dia<sup>-1</sup>, observando que o significativo decaimento na remoção de poluentes relacionava-se ao gradativo aumento dessas aplicações e a conseqüente diminuição do TDH e do número de minhocas adultas, o que impedia que os substratos orgânicos fossem totalmente degradados antes de serem drenados do biofiltro.

Frente ao exposto, pode-se inferir que a eficiência de um vermifiltro está atrelada ao seu TDH que, por sua vez, é influenciado pela dinâmica populacional de minhocas e pela conseqüente capacidade de geração e acúmulo de vermicomposto, cujo o excesso pode favorecer uma maior retenção líquida no leito da unidade.

Sob a perspectiva da relação de C/N dos afluentes empregados, foi encontrado para o esgoto bruto o valor médio de  $9,8 \pm 2,9$  de DQO/NT, enquanto que para o efluente do filtro anaeróbio obteve-se  $2,8 \pm 0,8$ . Conforme reportado por Zhao et al. (2012), vermifiltros alimentados com afluentes com relações de DQO/NT de 6 e 9 apresentam maiores percentuais de remoção de DQO em comparação a afluentes de DQO/NT=3, destacando ainda que o valor intermediário de 6 foi o que obteve maior eficiência por representar um balanço de nutrientes mais apropriado para o desenvolvimento populacional de minhocas e de microrganismos.

## 6. CONCLUSÕES

---

No presente estudo foram avaliados dois sistemas de vermifiltração para o tratamento de esgoto sanitários, empregando-se um vermifiltro para o tratamento de esgoto bruto (VF-EB) e outro para o tratamento de efluente de um filtro anaeróbio (VF-FA). Cada vermifiltro foi operado por 108 dias em fluxo intermitente com uma Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de  $500 \text{ Lm}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ , através de 10 dosagens diárias de  $50 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$  cada espaçadas em intervalos iguais e uma vazão de  $0,29 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  durante a aplicação. Os reatores foram em uma estrutura cilíndrica em PVC de 300 mm de diâmetro, tendo como substrato para as minhocas a mistura de braquiária (capim do gênero *Brachiaria*) seca não triturada com solo em uma proporção de 3:1 em volume.

O valor médio de DQO obtido para o esgoto bruto foi de  $974 \pm 241 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , resultando numa Taxa de Aplicação Orgânica (TASO) de  $487 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$  aplicada no VF-EB. Quanto ao afluente do VF-FA, obteve-se uma média de DQO de  $241 \pm 60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , proporcionando o aporte pelo vermifiltro de uma TASO de  $120 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ . Em relação aos seus respectivos afluentes, o VF-EB alcançou uma remoção de 63% de DQO, enquanto o VF-FA atingiu 21%.

Face às características operacionais dos reatores, à composição dos substrato da camada superior dos mesmos e às cargas orgânicas em termos de DQO dos afluentes empregados, inferem-se as seguintes conclusões:

- A composição inicial dos substratos dos vermifiltros proporcionou grandes picos de vazão de saída logo nos primeiros minutos após a aplicação de afluente, ocasionando arraste de materiais particulados que interferiram negativamente na eficiência de remoção de poluentes pelas unidades. Portanto, a utilização de braquiária seca não triturada com solo argiloso numa proporção de 3:1 em volume, não é uma alternativa de substrato satisfatória para vermifiltros;
- Unidades de controle (“brancos”) colmataram antes de seus respectivos vermifiltros. Além disso, os vermifiltros apresentaram maiores médias de remoção de DBO, DQO e COD em relação aos respectivos “brancos”,

comprovando que a interação das minhocas com o substrato pode aprimorar o desempenho desses biofiltros;

- As distintas TASSO dos afluentes, em termos de DQO, empregados nos vermifiltros, podem ter proporcionado diferentes dinâmicas populacionais: o VF-EB apresentou uma população de minhocas majoritariamente composta por indivíduos adultos, enquanto que o VF-FA obteve uma predominância de minhocas juvenis. Além disso, o VF-EB teve um acúmulo de vermicomposto mais acentuado, o que pode ter promovido o gradativo aumento de sua capacidade de retenção de água, isto é, de seu TDH. Já o VF-FA teve uma menor alteração de sua capacidade de retenção de água, mantendo o curto TDH (de menos de 10 minutos) durante todo o período analítico. Esse fator, por sua vez, pode se relacionar com o maior arraste de fragmentos argilosos (que compunham o substrato) e de compostos orgânicos aderidos verificados para o VF-FA, obtendo-se assim um efluente com turbidez de  $354 \pm 149$  uT, SST de  $321 \pm 153$  mg.L<sup>-1</sup>, e SSF de  $229 \pm 123$  mg.L<sup>-1</sup>, valores maiores dos que os encontrados para o VF-EB de  $141 \pm 37$  uT,  $141 \pm 54$  mgSST.L<sup>-1</sup>, e  $53 \pm 38$  mgSSF.L<sup>-1</sup>, respectivamente.
- A grande oferta de matéria orgânica oriunda do esgoto bruto também pode ter proporcionado uma maior metabolização bacteriana da matéria carbonácea no VF-EB, reduzindo o OD de seu efluente a níveis da ordem de 0,5 mg.L<sup>-1</sup> durante grande parte do período analítico, limitando a nitrificação. Já o VF-FA obteve maiores concentrações de OD ( $4,66 \pm 1,30$  mg.L<sup>-1</sup>), podendo ser correlacionado com uma nitrificação mais expressiva (formação de  $34,3 \pm 16,2$  mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>) e uma conseqüente queda de Alcalinidade Total (de  $367 \pm 34$  mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para  $196 \pm 108$  mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) e Condutividade (de  $1.169 \pm 121$  μS.cm<sup>-1</sup> para  $965 \pm 122$  μS.cm<sup>-1</sup>);
- A intensa atividade metabólica das minhocas e o conseqüente acúmulo de vermicomposto no VF-EB podem ter correlação com o seu entupimento no 108º dia de operação, uma vez que o VF-FA não demonstrou sinais de entupimento, apresentando uma menor quantidade de vermicomposto em seu substrato;

- Os vermifiltros demonstraram possuir um curto período de aclimação (menor que 4 dias) para a estabilização da matéria orgânica em relação à reatores anaeróbios. Em termos de DQO, ambos os vermifiltros apresentaram uma remoção estável já a partir da segunda coleta/análise realizada (5<sup>o</sup> dia de operação), indicando o desenvolvimento de uma comunidade de microrganismos degradadores de matéria orgânica em menos de uma semana;
- Quanto à nitrificação verificada para o VF-FA (formação de  $34,3 \pm 16,2 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ , o que representa 45% do  $\text{N-NH}_4^+$  de seu afluente) seu efluente apresentou concentrações de  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$  que se mantiveram estáveis a partir da sexta coleta/análise efetuada (20<sup>o</sup> dia de operação), indicando um período de quase 3 semanas para o desenvolvimento de uma população de bactérias nitrificantes.

## 7. RECOMENDAÇÕES

---

- Buscar outras composições de substrato favoráveis à adaptação de minhocas e que não proporcionem o arraste de material particulado, tais como serragem, braquiária picada ou outros materiais triturados ricos em celulose e lignina.
- Avaliar o desempenho de vermifiltros utilizando-se braquiária em diferentes níveis de trituração, confrontando com o uso de serragem também em diferentes tamanhos de fragmentos (por exemplo: serragem grossa, serragem fina e pó de serra).
- Avaliar a necessidade de mistura de solo ao substrato do vermifiltro, visando-se suprir esse componente.
- Estudar métodos de manutenção do vermifiltro quanto à sua necessidade periódica de remoção de vermicomposto.
- Avaliar a necessidade de reposição de serragem (ou outro material triturado rico em celulose e lignina) a longo prazo em vermifiltros.
- Estudar o desempenho dos vermifiltros em relação à profundidade do substrato das minhocas, assim como das demais camadas componentes do reator.
- Estudar o desempenho dos vermifiltros para TAS superiores a  $500 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ .
- Estudar o desempenho dos vermifiltros para afluentes com diferentes Taxas de Aplicação Superficial Orgânica e relações de C/N, correlacionando a produção e o acúmulo de vermicomposto com as alterações do TDH do reator e com a necessidade de remoção desse material como medida preventiva à colmatção.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

- ABREU, S.B. ; ZAIAT, M. **Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário**. Eng. Sanit. Ambient., n. 2, v. 13, Rio de Janeiro, abr/jun 2008.
- ABNT. **NBR 7229 - Projeto, construção e operação de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, ABNT. 1993.
- ABNT. **NBR 13969 - Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, ABNT. 1997.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**.. 22a edição. Nova Iorque: American Public Health Association / American Water Works Association / Water Environment Association. 2012.
- ARORA, S. et al. **Antibacterial and enzymatic activity of microbial community during wastewater treatment by pilot scale vermifiltration system**. Bioresource Technology. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.05.041. 2014.
- AYRES, M. **BIOESTAT**. Universidade Federal do Pará. Belém, Pará. 2008.
- BODÍK, I.; HERDOVÁ, B.; DRTIL, M. **The use of upflow anaerobic filter and AnSBR for wastewater treatment at ambient temperature**. Water Research, v. 36, p. 1084-1088. 2002.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução número 357**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução número 430**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA. 2011.
- CAMARGO, S. A. R.; NOUR, E. A. A. **Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height**. Water Science and Technology, v. 44, n.4, p. 63-70. 2001.

- CARROLL, S. et al. **Integrated Risk Framework for Onsite Wastewater Treatment Systems**. Environmental Management, v. 38(2), p. 286-303. 2006.
- CETESB. Instrução técnica nº 31. **Aplicação de água de reúso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura**. São Paulo. 2006
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5, 2ª ed., 379 p. Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG. Belo Horizonte, MG. 2007.
- COPAM. **Deliberação Normativa nº 10**. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Conselho Estadual de Política Ambiental. Minas Gerais. 1986.
- CRUZ, L.M.O. et al. **Remoção da Matéria Orgânica de Efluente Doméstico por Reator Anaeróbio Preenchido com Coco Verde**. Revista DAE, v. 184, p. 11-16. 2010.
- CRUZ, L.M.O. et al. **Coconut shells as filling material for anaerobic filters**. SpringerPlus. DOI10.1186/2193-1801-2-655. 2013.
- DECRETO Nº 8.468**. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo. 1976.
- DOMINGUEZ, Jorge. **State of the art and new perspectives on vermicomposting research**. In: Edwards, C. A. Earthworm ecology, 2. ed., p. 401-424. CRC Press, Florida. 2004
- DOMINGUEZ J.; VELANDO A.; FERREIRO A. **Are *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) and *Eisenia andrei* Bouché (1972) (Oligochaeta, Lumbricidae) different biological species?** Pedobiologia, n. 49, p. 81-87. 2005.
- DOMÍNGUEZ, J. ; EDWARDS, C. A. **Biology and Ecology of Earthworms Species used for Vermicomposting**. In: Edwards, C. A.; Arancon, N. Q.; Sherman, R. L. Vermiculture Technology: Earthworms, Organic Waste and Environmental Management, p. 25-37. CRC Press, Florida. 2011a.
- DOMÍNGUEZ, J. ; EDWARDS, C. A. **Relationships between Composting and Vermicomposting**. In: Edwards, C. A.; Arancon, N. Q.; Sherman, R. L. Vermiculture Technology: Earthworms, Organic Waste and Environmental Management, p. 25-37. CRC Press, Florida. 2011b.

- FAO. **Water quality for agriculture - Irrigation and drainage paper**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1994.
- FUNASA. **Manual de Saneamento: orientações técnicas**. Fundação Nacional da Saúde. Brasília, DF. 2007.
- GERARD, Brian M. **The biology of certain British earthworms in relation to environmental conditions**. Tese. Universidade de Londres. Disponível em <http://ethos.bl.uk/OrderDetails.do?uin=uk.bl.ethos.309349>. 1960.
- HARTENSTEIN, R.; KAPLAN, D. L.; NEUHAUSER, E. F. **Earthworms and trickling filters**. Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 56, n. 3, p. 294-298. 1984.
- HUGHES, R. J. et al. **Toxicity of domestic wastewater pH to key species within an innovative decentralised vermifiltration system**. Water Science & Technology. DOI: 10.2166/wst.2007.147. 2007.
- HUGHES, R. J.; NAIR, J.; HO, G. **The toxicity of ammonia/ammonium to the vermifiltration wastewater treatment process**. Water Science & Technology. DOI: 10.2166/wst.2008.478. 2008.
- IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro. 2010a.
- IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em <http://censo2010.ibge.gov.br/>. 2010b.
- KUMAR, T. et al. **Performance evaluation of vermifilter at different hydraulic loading rate using river bed material**. Ecological Engineering, n. 62, p. 77-82. 2014.
- LAWS, Jessica Eileen Arango. **Evaluación ambiental del sistema Tohá em la remoción de Salmonella en aguas servidas domésticas**. 2003. 79p. Dissertação (Mestrado em Gestão e Planejamento Ambiental). Universidade do Chile. Santiago, Chile. 2003.
- LI, Y et al. **Continuous village sewage treatment by vermifiltration and activated sludge process**. Water Science & Technology, DOI 10.2166/wst.2009.715. 2009.
- LI, X. et al. **Properties of biofilm in a vermifiltration system for domestic wastewater sludge stabilization**. Chemical Engineering Journal, n. 223, p. 932-943. 2013.
- LIU, J. et al. **Ceramsite-vermifilter for domestic wastewater treatment and reuse: an option for rural agriculture**. International Conference on Energy and Environment Technology. DOI 10.1109/ICEET.2009.352. 2009.

- LIU, J. et al. **Phylogenetic characterization of microbial communities in a full-scale vermifilter treating rural domestic sewage**. *Ecological Engineering*, n. 61, p. 100-109. 2013.
- MARINHO, L. E. O. et al. **Evaluation of the Productivity of Irrigated *Eucalyptus grandis* with Reclaimed Wastewater and Effects on Soil**. DOI 10.1007/s11270-013-1830-8. 2013a.
- MARINHO, L.E.O. et al. **Application of Reclaimed Wastewater in the Irrigation of Rosebushes**. DOI 10.1007/s11270-013-1669-z. 2013b.
- MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. **Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries**. *Journal of Environmental Management*. Vol. 90, pp. 652–659. 2009.
- METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.
- NADOLNY, Herlon Sérgio. **Reprodução e desenvolvimento das minhocas (*Eisenia andrei* Bouché 1972 e *Eudrilus eugeniae* (Kinberg 1867)) em resíduo orgânico doméstico**. 68p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal do Paraná. 2009.
- NASCIMENTO FILHO, D. G.; CASTRO, D. A. **Influência das fossas sépticas na contaminação do manancial subterrâneo por nitratos e os riscos para os que optam pelo autoabastecimento como alternativa dos sistemas públicos de distribuição de água**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005.
- NIE, E. et al. **Tower bio-vermifilter system for rural wastewater treatment: bench-scale, pilot-scale, and engineering applications**. *International Journal of Environmental Science and Technology*. DOI 10.1007/s13762-013-0479-6. 2014.
- PAIXÃO FILHO, J.L. et al. **Use of stabilization pond sludge in cultivation of roses**. *Eng. Agríc. Ambient.*, n. 1, v.18, Campina Grande, jan. 2014.
- PIERRE V. et. al. **Antibacterial Activity of the Hemolytic System from the Earthworm *Eisenia fetida andrei***. *Journal of invertebrate pathology*, v. 40, p. 21-27. 1982.

- SARTORI, Marcia Aparecida. **Desempenho de vermifiltros no tratamento de esgoto doméstico em pequenas comunidades**. 75p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. 2010.
- SHARMA, M.K; KAZMI, A.A. **Performance evaluation of a single household anaerobic packaged system for onsite domestic wastewater treatment**. Desalination and Water Treatment. DOI 10.1080/19443994.2015.1029004. 2015.
- SILVA, J. C. P. et al. **Denitrification on upflow-anaerobic filter filled with coconut shells (*Cocos nucifera*)**. Ecological Engineering. DOI 10.1016/j.ecoleng.2015.05.007. 2015.
- SINHA, R.K.; BHARAMBE G.; CHAUDHARI, U. **Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization**. Environmentalist, n. 28, p. 409-420. 2008.
- SOTO, M.A.; TOHÁ, J. **Ecological Wastewater Treatment.: Advanced Wastewater Treatment**. Recycling and Reuse. AWT 98, Milano, Italia 14:16, p. 1091-1094, September. 1998.
- TAYLOR M.; CLARKE W.P.; GREENFIELD, P.F. **The treatment of domestic wastewater using small-scale vermicompost filter beds**. Ecological Engineering, n. 21, p. 197–203. 2003.
- TONETTI, A.L. et al. **Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtros de areia** Eng. Sanit. Ambient., n. 3, v. 10, Rio de Janeiro, jul./set. 2005.
- TONETTI, A.L. et al. **Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio**. Eng. Sanit. Ambient., n. 1, v. 16, Rio de Janeiro, mar. 2011.
- TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R. **Pós-tratamento de efluente de filtros anaeróbios operados com baixo tempo de detenção hidráulica por escoamento superficial no solo**. Eng. Sanit. Ambient., n. 1, v. 17, Rio de Janeiro, jan./mar. 2012.
- TONETTI, A.L. et al. **Tratamento de esgoto e produção de água de reúso com o emprego de filtros de areia**. Eng. Sanit. Ambient., n. 3, v.17, Rio de Janeiro, jul./set. 2012b.

- TONETTI, A.L. et al. **Denitrification in a simple wastewater treatment system**. Eng. Sanit. Ambient., n. 4, v. 18, Rio de Janeiro, out./dez. 2013.
- TONON, D. D. **Tratamento de Efluente Anaeróbio: Condicionamento em Filtros de Areia Visando Lançamento e Reúso**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. 278p. Universidade Estadual de Campinas, 2011.
- TONON, D. D. et al. **Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in tropical countries**. Ecological Engineering. DOI 10.1016/j.ecoleng.2015.05.018. 2015.
- UNDP. **Sharing Innovative Experiences**. Volume 1 - Recycling Water – Chile, p. 87-92. United Nations Development Programme. 1998.
- USEPA. **Manual: Nitrogen Control**. Office of Water/ Office of Research and Development. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC. 1993.
- USEPA. **Onsite Wastewater Treatment Systems Manual**. Office of Water/ Office of Research and Development. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC. 2002.
- VAN HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos**. Um manual para regiões de clima quente. 1994.
- VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.4, 3ª ed., 428 p. Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG. Belo Horizonte, MG. 2012.
- WHO. **Nitrate and nitrite in drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality**. Rev. 1. World Health Organization / UNICEF. 2010.
- WHO. **Progress on Drinking Water and Sanitation: 2014 Update**. World Health Organization / UNICEF. 2014.
- XING, M.; YANG, J.; LU, Z. **Microorganism-earthworm Integrated Biological Treatment Process – a Sewage Treatment Option for Rural Settlements**. ICID 21st European Regional Conference, Frankfurt and Slubice, Germany and Poland, pp. 15-19. 2005.

- XING, M.; LI, X.; YANG, J. **Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity.** African Journal of Biotechnology. DOI 10.5897/AJB10.811. 2010.
- YANG, J. et al. **Effect of earthworms on the biochemical characterization of biofilms in vermifiltration treatment of excess sludge.** Bioresource Technology, n. 143, p. 10-17. 2013.
- ZHAO, Y.-J. et al. **Effect of C/N ratios on the performance of earthworm eco-filter for treatment of synthetics domestic sewage.** Environmental Science and Pollution Research. DOI 10.1007/s11356-012-0871-7. 2012.