

Vermifiltração: o uso de minhocas como uma nova alternativa para o tratamento de esgoto

Vermifiltration: The use of earthworms as a new alternative for sewage treatment

- **Data de entrada:**
10/05/2019
- **Data de aprovação:**
15/08/2019

Francisco José Peña y Lillo Madrid | Jerusa Schneider | Marcelo Mareco da Silva Marques |
Matheus Caruzo Parizotto | Isabel Campos Salles Figueiredo | Adriano Luiz Tonetti*

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.060>

Resumo

A vermifiltração é uma tecnologia inovadora baseada no processo de vermicompostagem para o tratamento de efluentes sanitários, porém ainda não há normas nacionais ou internacionais para o seu dimensionamento. Dessa forma, a presente pesquisa avaliou a viabilidade técnica de quatro vermifiltros (VFs) empregados como etapa única de tratamento de esgotos sanitário, concebidos com duas configurações distintas de camadas do leito filtrante. Os VFs 1 e 2 continham um leito duplicado e dividido em 5 camadas de serragem combinadas com argila expandida e outros materiais; os VFs 3 e 4 possuíam um leito único com 6 camadas. A taxa de aplicação superficial (TAS) empregada nos VFs 1 e 3 foi de 500 a 1.600 Lm⁻²dia⁻¹ e nos VFs 2 e 4 de 250 a 800 Lm⁻²dia⁻¹. Todos os VFs apresentaram remoções acima de 85% de DBO e 75% de DQO. As duas TAS empregadas proporcionaram de 40 a 50% de nitrificação. Sendo assim, o VF3, de leito único e maior TAS, demonstrou-se mais atraente em termos de economia de materiais e simplicidade de montagem.

Palavras-chave: Vermifiltração. Minhocas. *Eisenia andrei*. Tratamento descentralizado. Saneamento rural. Tratamento de esgoto. Tratamento biológico.

Abstract

Vermifiltration is an innovative technology based on vermicomposting process for sewage treatment. However, there are no Brazilian or international standards for its designing. Thus, the present research evaluated the technical feasibility of four vermifilters (VFs) used as a single sewage treatment stage, designed with two distinct configurations of filter beds. VFs 1 and 2 contained a duplicated bed divided into 5 layers of sawdust combined with expanded clay and other materials; VFs 3 and 4 had a single 6-layer bed. The surface application rate employed in VFs 1 and 3 was from 500 to 1,600 L.m⁻².day⁻¹ and in VFs 2 and 4 from L.m⁻².day⁻¹. All filters had removals above 85% of BOD and 75% of COD. The two application rates used provided 40 to 50% of nitrification. Therefore, the single-bed unit with higher application rate, the VF 3, proved to be more attractive in terms of material economy and simplicity of assembly.

Keywords: Vermifiltration. Earthworms. *Eisenia Andrei*. Decentralized treatment. Rural sanitation. Sewage treatment. Biological treatment.

Francisco José Peña y Lillo Madrid – Engenheiro Ambiental pela EESC-USP. Doutorando e mestre em Saneamento e Ambiente pela FEC/Unicamp.
Jerusa Schneider – Mestre e Doutora em Ciência do Solo. Atua na área de Microbiologia do Solo e Ambiental, Biorremediação e Sustentabilidade Agrícola e Ambiental.

Marcelo Mareco da Silva Marques – Engenheiro Ambiental pela EESC-USP. Especialista em segurança do trabalho. Engenheiro e Consultor na empresa MP Engenharia.

Matheus Caruzo Parizotto – Engenheiro Ambiental pela EESC-USP. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Engenheiro e Consultor na empresa MP Engenharia.

Isabel Campos Salles Figueiredo – Bióloga. Mestre em Ecologia. Doutora na área de Saneamento. Trabalha com permacultura, educação ambiental e saneamento ecológico.

Adriano Luiz Tonetti – Professor da FEC/Unicamp. Atua na área de saneamento descentralizado e remoção e uso de nutriente de águas residuais.

***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224. Cidade Universitária Zeferino Vaz, Campinas - SP. CEP: 13083-889. Caixa Postal: 6143. Telefone: (19) 3521-2369. E-mail: adriano@fec.unicamp.br.

1 INTRODUÇÃO

A vermifiltração é uma tecnologia relativamente recente, pioneiramente reportada por Soto e Tohá (1998). Esses autores desenvolveram um vermifiltro associado a uma câmara de desinfecção por radiação ultravioleta, o qual foi denominado de *Sistema Tohá* e empregado em diversas pequenas estações de tratamento de esgotos no Chile (UNDP, 1998).

Desde então, o vermifiltro tornou-se uma alternativa de tratamento de efluentes sanitários, tanto para o tratamento de esgotos domésticos (SINHA et al. 2008; LIU et al. 2013; NIE et al. 2014) como para águas cinzas (ADUGNA et al. 2019) e águas de vaso sanitário (FURLONG et al.,

2015). Sua construção e operação simplificadas viabilizam sua aplicação em sistemas descentralizados, podendo ser dimensionado para unidades unifamiliares ou para estações semicoletivas (TONETTI et al., 2018).

O vermifiltro é definido como um filtro biológico aeróbio de fluxo descendente e intermitente, composto por uma camada superior de substrato orgânico com minhocas de espécies detritívoras. A camada inferior pode ser composta por diferentes materiais granulométricos (como brita, seixo rolado e argila expandida) que permitem a drenagem do líquido clarificado até a tubulação de saída localizada no fundo do reator (Figura 1).

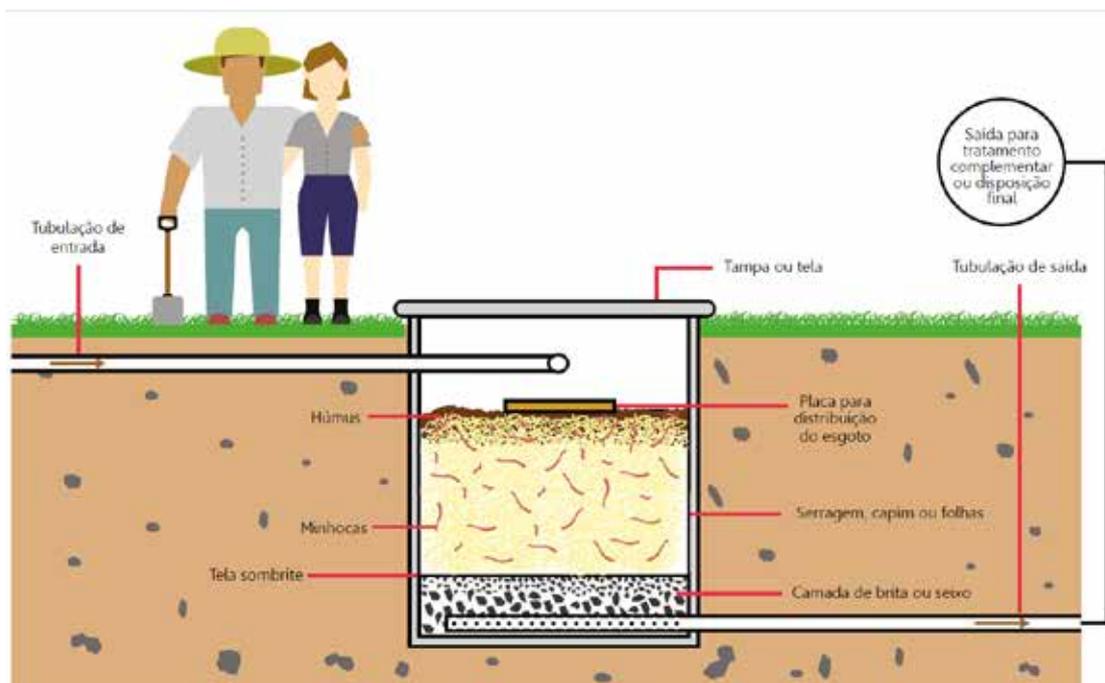


Figura 1 - Esquema de um Vermifiltro. Fonte: Tonetti et al. (2018).

As minhocas da camada superior aprimoram a aeração natural do leito, além de promoverem a granulação de partículas argilosas, fragmentação de sedimentos e a produção de vermicomposto (húmus). Como consequência, forma-se um substrato de elevada superfície específica e capacidade de retenção por adsorção de com-

postos orgânicos e inorgânicos, tanto em suspensão como dissolvidos (SINHA et al. 2008). Desse modo, a matéria orgânica retida passa por uma complexa biodegradação promovida pela ação conjunta das minhocas e microrganismos presentes no meio (SINHA et al. 2008; XING et al., 2010; ARORA et al., 2014).

O estudo do processo da vermifiltração ainda é pouco expressivo na literatura brasileira (SARTORI, 2010; MADRID, 2016), mas ela tem sido amplamente estudada na Austrália (TAYLOR et al. 2003; HUGHES et al. 2008; SINHA et al. 2008), na China (XING et al. 2010; LIU et al. 2013; NIE et al. 2014) e na Índia (KUMAR et al. 2014; ARORA et al. 2014; FURLONG et al. 2015).

Todos esses estudos investigaram o potencial da aplicação da vermifiltração em sistemas descentralizados de tratamento de esgotos sanitários, destacando-se Liu et al. (2013) e Nie et al (2014) por relatarem o desempenho da tecnologia em escala plena no tratamento de efluentes domésticos de vilas rurais na China. A Tabela 1 reúne as informações básicas das principais pesquisas internacionais e das poucas nacionais sobre a vermifiltração aplicada no tratamento de esgoto sanitário.

Tabela 1 – Principais estudos internacionais e nacionais de vermifiltração de esgoto sanitário

Autores	Espécie de minhoca	TAS (m³m²dia⁻¹)	Afluente aplicado	Eficiência do vermifiltro
Estudos internacionais				
Soto e Tohá (1998)	<i>Eisenia andrei</i>	1,0	Esgoto sanitário. DBO de 200 a 300 mgL⁻¹	Remoção de 91 ± 4% de DBO; 90 ± 4% de SST; 89 ± 5% de SSV.
Taylor et al. (2003)	<i>Eisenia fetida</i>	0,1	Esgoto sanitário.	Redução de 70 a 80%. DBO e DQO.
Sinha et al. (2008)	<i>E. fetida</i> , <i>P. excavatus</i> e <i>E. euginae</i>	Não informado	Esgoto sanitário. DBO de 200 a 400 mgL⁻¹; DQO de 116 a 285 mgL⁻¹; SST de 300 a 350 mgL⁻¹.	Remoção acima de 98% de DBO; acima de 45% de DQO; acima de 90% SST e acima de 98% de turbidez.
Li et al. (2009)	<i>Eisenia andrei</i>	1,5 a 3,0	Esgoto sanitário. DBO de 160 ± 40 mgL⁻¹; DQO de 324 ± 80 mgL⁻¹; SST de 189 ± 75 mgL⁻¹.	Remoção de 91 ± 6% de DBO; 87 ± 7% de DQO; 95 ± 2% de SST.
Xing et al. (2010)	<i>Eisenia fetida</i>	2,4 a 6,7	Esgoto sanitário. DBO de 14 a 44 mgL⁻¹; DQO de 42 a 100 mgL⁻¹; SST de 14 a 48 mgL⁻¹; N-NH₄⁺ de 6 a 29 mgL⁻¹.	Remoção de 55 a 61% de DBO; 47 a 58% de DQO; 62 a 78% de SST; nitrificação de 21 a 62%.
Liu et al. (2013)	<i>Eisenia fetida</i>	4,0 a 4,8	Esgoto sanitário. DBO de 39 ± 10 mgL⁻¹; DQO de 92 ± 18 mgL⁻¹; SST de 51 ± 15 mgL⁻¹; N-NH₄⁺ de 10 ± 6 mgL⁻¹.	Remoção de 78 ± 14% de DBO; 68 ± 8% de DQO; 90 ± 4% de SST; nitrificação de 92 ± 6%.
Nie et al. (2014)	<i>Eisenia fetida</i>	1,0	Esgoto sanitário (pós filtro anaeróbio). DQO de 50 a 250 mgL⁻¹; N-NH₄⁺ de 6 a 40 mgL⁻¹; N-Total de 15 a 45 mgL⁻¹.	Remoção de 90% de DQO; nitrificação de até 90%.
Kumar et al. (2014)	<i>Eisenia fetida</i>	1,5 a 3,0	Esgoto sintético. DBO de 327 ± 13 mgL⁻¹; SST de 289 ± 106 mgL⁻¹; N-NH₄⁺ de 20 ± 2,5 mgL⁻¹.	Remoção de 97% de DBO e 90% de SST e nitrificação média de 86%.
Arora et al. (2014)	<i>Eisenia fetida</i>	1,0	Esgoto sintético. DBO de 242 ± 30 mgL⁻¹; DQO de 456 ± 32 mgL⁻¹; Coliformes Totais de 3,5 x 10⁸ MPN.100 mL⁻¹.	Remoção de 92% de DBO e 74% de DQO. Valores finais de Coliformes Totais de 2,5 x 10⁵ MPN.100 mL⁻¹.
Lourenço e Nunes (2017)	<i>Eisenia fetida</i>	0,66 a 2,67	Esgoto sanitário. DBO de 93 ± 3 mgL⁻¹; DQO de 251 ± 2 mgL⁻¹; SST de 95 ± 2 mgL⁻¹; N-NH₄⁺ de 46 ± 0,2 mgL⁻¹.	Remoção de até 98% de DBO; 74% de DQO; 99,9% de SST e nitrificação média de até 97%.
Estudos nacionais				
Sartori (2010)	<i>Eisenia fetida</i>	0,5 a 1,5	Esgoto sanitário. Turbidez de 29 a 70 UNT; DBO de 111 a 275 mgL⁻¹; DQO de 432 a 824 mgL⁻¹; SST de 116 a 196 mgL⁻¹.	Remoção de até: 91% de turbidez; 80% de DBO; 74% de DQO; 86% de SST.
Madrid (2016)	<i>Eisenia andrei</i>	0,5	Esgoto sanitário. DBO de 622 ± 221 mgL⁻¹; DQO de 974 ± 241 mgL⁻¹.	Remoção de 61% de DBO; 63% de DQO.

Em relação às suas vantagens, o vermifiltro não forma lodo no interior da unidade, mas sim vermicomposto rico em nutrientes, que pode ser aproveitado como biofertilizante, minimizando despesas adicionais que seriam necessárias para o tratamento e disposição final da fase sólida. Além disso, seu efluente tratado pode ser apli-

cado para 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 com a não liberação de maus odores, pois a aeração na-

tural 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 mercaptanas (SINHA et al. 2008).

Em relação à eficiência do tratamento, os estudos pioneiros de Soto e Tohá (1998) indicaram um excelente desempenho de vermifiltros em escala piloto no tratamento de esgoto sanitário com o emprego de uma Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $1.000 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, alcançando uma remoção de até 99% de DBO, 95% de Sólidos Suspensos Totais e 96% Sólidos Suspensos Voláteis. Kumar et al. (2014) avaliou em escala de bancada a aplicação de cargas ainda mais elevadas de esgoto sintético em vermifiltros, utilizando TAS de 1.500 até $3.000 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, atingindo uma remoção de DQO de até 88%, DBO de até 98%, e Sólidos Suspensos Totais de até 90% (Tabela 1).

Essas TAS são muito superiores às empregadas em sistemas indicados pela norma brasileira ou estadunidense. De acordo com as recomendações da agência de proteção ambiental norte-americana, sistemas de filtração com substrato de areia devem ser dimensionados a partir de taxas de aplicação de efluente entre 40 e $80 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, garantindo-se uma operação a longo prazo sem entupimentos do leito (USEPA, 2002). Já no Brasil, as taxas de dimensionamento recomendadas são de $100 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, quando realizada aplicação direta dos efluentes do tanque séptico e $200 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ para efluentes oriundos de processos aeróbios de tratamento. Esses valores caem para 50 e $100 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, respectivamente, para localidades cujas temperaturas médias do esgoto sejam inferiores a 10°C (ABNT, 1997 e TONON et al., 2015).

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 correlacionam a eficiência de tratamento dos vermifiltros com a atividade enzimática decorrente da 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 aplicadas no referido estudo – de 2.400 até $6.700 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ – os decaimentos na remoção de DQO (de 58% para 47%) e DBO (de 61% para 55%) verificados frente ao gradativo aumento dessas aplicações relacionam-se com a constatação da diminuição do número de minhocas adultas e da diminuição do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) na unidade, impedindo que os substratos orgânicos fossem totalmente degradados antes de serem drenados do biofiltro.

Quanto à configuração de um vermifiltro, ainda não há normas (nem brasileiras nem internacionais) de dimensionamento ou de recomendações de materiais que podem ser utilizados no leito filtrante. Na literatura científica, diversas composições foram estudadas, muito embora ainda não haja uma diretriz consensual.

Até o momento, as principais composições empregadas para o substrato da camada superficial com minhocas foram: serragem misturada a outros agregados (SOTO; TOHÁ, 1998; LI et al., 2009; SARTORI, 2010; NIE et al., 2014), agregados sem a mistura de outros componentes (XING et al., 2010; LIU et al., 2013) e solo puro (SINHA et al., 2008; MADRID, 2016). 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 somente o uso de uma camada de “húmus” ou “vermicomposto” (SOTO; TOHÁ, 1998; TAYLOR et al., 2003; KUMAR et al., 2014; ARORA et al., 2014; LOURENÇO; NUNES, 2017).

No Brasil, Madrid (2016) estudou o desempenho do tratamento de efluente sanitário por vermifiltros compostos por um substrato de braquiária (capim do gênero *Brachiaria*) misturado com terra de jardinagem, como alternativa à serragem. Contudo, devido à elevada condutividade hidráulica do substrato, aliado às elevadas vazões de dosagens praticadas ($4,2 \text{ Lm}^{-2}\text{s}^{-1}$), sólidos eram arrastados com o efluente, resultando em um rendimento (em termos de remoção de DBO e DQO) aquém daqueles reportados por estudos que utilizaram serragem (SOTO; TOHÁ, 1998; LI et al., 2009; SARTORI, 2010; NIE et al., 2014).

Como evolução desse trabalho, no presente artigo foi investigada a viabilidade técnica de vermifiltros no tratamento de esgoto sanitário concebidos com diferentes configurações de camadas do leito filtrante. Para isso foram avaliadas composições de serragem combinadas com argila expandida e outros materiais para as camadas

inferiores de drenagem, as quais receberam diferentes Taxas de Aplicação Superficial.

2 METODOLOGIA

2.1 Configuração geral do sistema de vermifiltração

O sistema de vermifiltração de esgoto sanitário foi composto por quatro vermifiltros (VF1, VF2, VF3 e VF4) em escala piloto (Figura 2). O esgoto sanitário bruto utilizado no experimento era composto pela reunião de efluentes provenientes do vaso sanitário, mictório, pia do banheiro e pia da copa de um escritório de engenharia ocupado por 10 funcionários. O conjunto de efluentes era conduzido a um tanque de esgoto bruto enterrado de capacidade útil de 200 L. Em seu interior foi instalada uma linha de recalque a partir de uma eletrobomba, capaz de elevar o afluente até o topo dos vermifiltros.

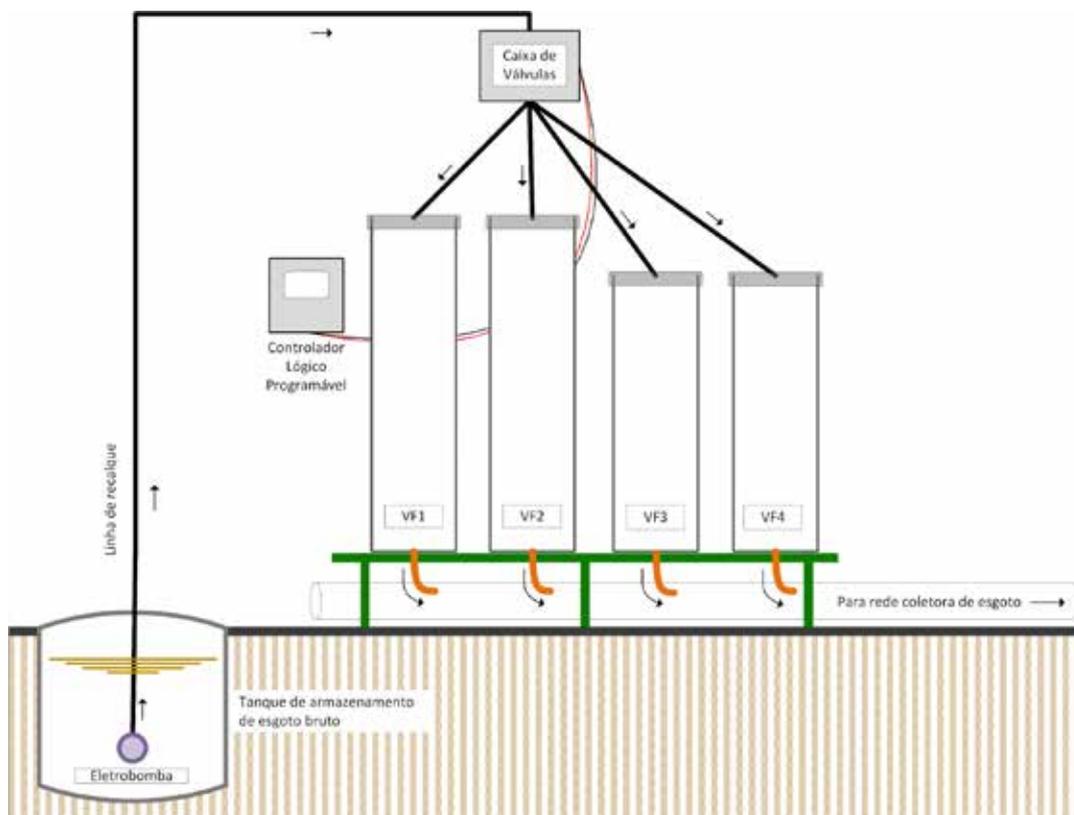


Figura 2 - Esquema geral do sistema de tratamento experimental de esgoto sanitário

Cada um dos vermifiltros, instalados acima do nível do solo, recebia o afluente bruto pela sua abertura superior, proporcionando um fluxo vertical, descendente e intermitente por gravidade do esgoto aplicado. Assim, o efluente tratado era drenado por uma tubulação perfurada instalada no fundo de cada reator.

A saída de cada vermifiltro possuía uma pequena mangueira flexível conectada a outra tubulação horizontal (de 100 mm de diâmetro) responsável pelo encaminhamento do líquido à ligação de esgoto do imóvel. A coleta do efluente de cada vermifiltro era realizada manualmente, desconectando-se a mangueira flexível da tubulação de saída de cada reator.

Cada vermifiltro possuía uma válvula dosadora controlada por um controlador lógico programável (Figura 2), permitindo uma programação de aplicação de afluente bruto de maneira individualizada.

2.2 Configuração dos vermifiltros

Os vermifiltros foram construídos em tubulações verticais de PVC de 250 mm de diâmetro. Foram concebidas duas configurações do leito dos reatores, conforme pode ser visualizado por meio da Figura 3. A configuração dos VFs 1 e 2 possuía um leito duplicado, simulando dois vermifiltros em série, um acima do outro. Entre os dois leitos foi mantido um espaço livre de 10 cm (camada 5 da Figura 3), que possuía orifícios na parede lateral para permitir a entrada de ar.

A sequência de camadas seguiu a conformação demonstrada na Figura 3. Logo abaixo da última camada indicada, todos os vermifiltros possuíam um fundo composto por material inerte (argila expandida grossa) para a drenagem de efluente tratado.

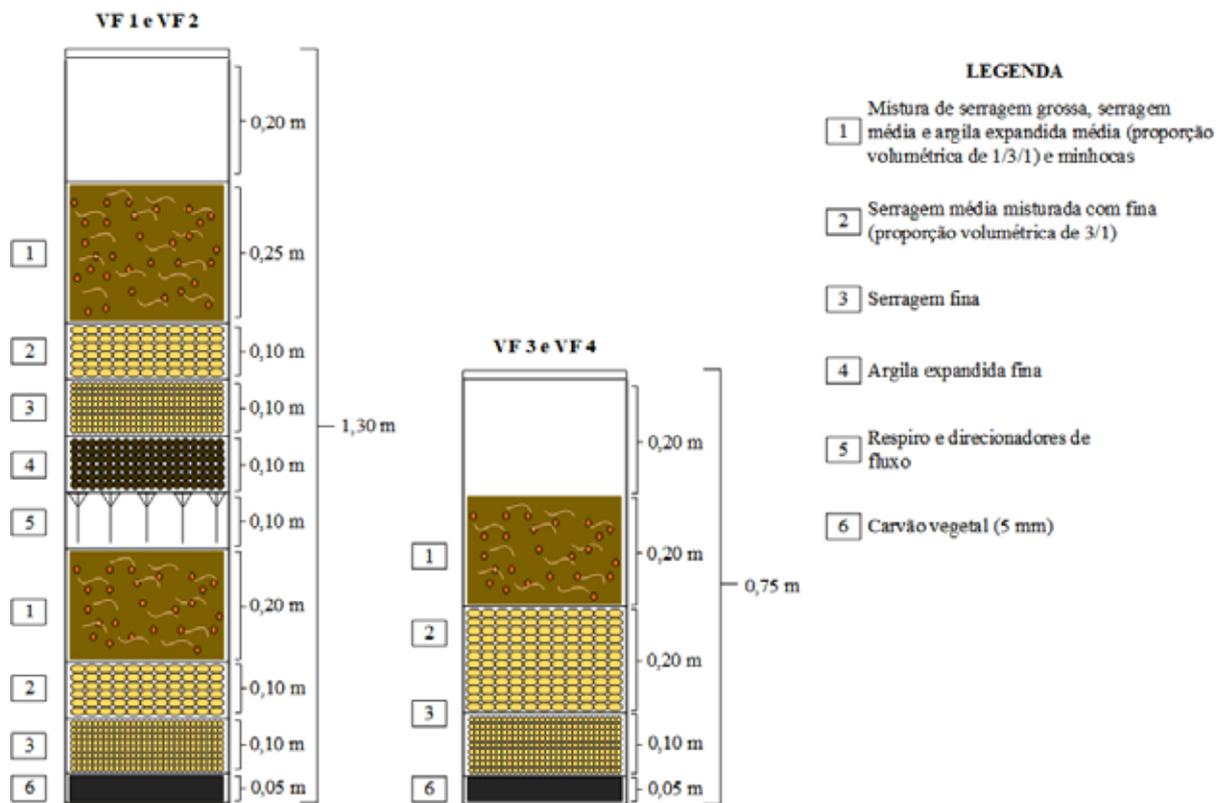


Figura 3 - Esquema das configurações dos vermifiltros

Na partida do experimento foram selecionadas, contadas, pesadas e liberadas minhocas da espécie *Eisenia andrei* no topo de cada vermifiltro. Com base no estudo de Nie et al. (2014), adotou-se uma densidade inicial de anelídeos de 12,5 kg de organismos para cada m³ de substrato da camada de serragem. Considerando que o peso médio de uma minhoca adulta é de 0,5 g (DOMINGUEZ e EDWARDS, 2011), essa densidade é equivalente à 25.000 organismos.m⁻³ de substrato.

Todos os vermifiltros possuíam na extremidade superior uma folga de 0,20 m e uma tela mosquiteira para evitar a entrada de insetos.

2.3 Operação dos vermifiltros

O sistema de vermifiltração operou por oito meses, de abril a novembro de 2016. A programação do sistema dosador foi definida para que a Taxa de Aplicação Superficial (TAS) dos VFs 1 e 3 fosse o dobro da dos VFs 2 e 4. Assim, considerando as oscilações do volume diário de efluente sanitário disponível no local do experimento, a TAS dos VFs 1 e 3 variou de 500 a 1.600 Lm⁻²dia⁻¹ e dos VFs 2 e 4 entre 250 e 800 Lm⁻²dia⁻¹.

Em relação às dosagens, o volume de cada aplicação foi de 0,5 L (ou, em termos de volume por área, 10 Lm⁻²). Os intervalos entre aplicação nos VFs 1 e 3 foram de 7 minutos e de 14 minutos nos VFs 2 e 4.

2.4 Análises laboratoriais de amostras líquidas

Foram realizadas oito coletas – uma por mês – de amostras do esgoto bruto e dos efluentes dos vermifiltros para análises laboratoriais dos seguintes parâmetros: pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻).

As análises seguiram os métodos apresentados por APHA et al. (2012), com exceção do nitrito e do nitrato, que foram determinados pelo método USEPA 300.1 - cromatografia de íons (USEPA, 1993).

As médias dos resultados foram comparadas por teste de Kruskal-Wallis a nível de 5% (p≤0,05).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os oito meses de operação dos quatro vermifiltros não foi observado nenhum problema em relação ao seu funcionamento, tais como entupimento, mau cheiro, proliferação de vetores ou extravasamentos.

Em relação à manutenção do leito, foi removida apenas uma vez (no quarto mês de operação) uma porção de cerca de 2 litros do substrato superficial de cada vermifiltro. Além disso, foi reposta uma quantia de serragem média até que se atingisse a mesma cota inicial da superfície do leito de cada biofiltro. Ressalta-se que esse procedimento não ocasionou impacto aparente nos resultados analisados, além de que a remoção de excesso de vermicomposto e a reposição de serragem são ações essenciais para a manutenção do reator sem que haja entupimentos do leito (MADRID, 2016; SOTO e TOHÁ, 1998), embora a literatura científica ainda não indique a periodicidade mínima necessária para essa prática.

Em relação às médias dos resultados (Tabela 2), todos os parâmetros avaliados para os efluentes dos quatro vermifiltros não apresentaram diferença significativa entre si (Kruskal-Wallis 5%), indicando que todos os quatro vermifiltros apresentaram rendimentos de remoção de DBO, DQO, Turbidez e SST semelhantes, assim como a capacidade de nitrificação do nitrogênio amoniacal do esgoto bruto.

Tabela 2 - Concentrações médias e desvios padrões dos parâmetros analisados

Parâmetros	Afluente	Efluente			
		VF1	VF2	VF3	VF4
pH	7,9 ± 0,7 a*	6,7 ± 0,1 a*	6,9 ± 0,3 a*	6,9 ± 0,1 a*	7,0 ± 0,1 a*
Turbidez (UNT)	231 ± 129 a*	33 ± 14 b*	20 ± 11 b*	16 ± 06 b*	21 ± 10 b*
SST (mgL ⁻¹)	195 ± 75 a*	28 ± 15 b*	15 ± 9 b*	15 ± 11 b*	29 ± 24 b*
DBO (mgL ⁻¹)	303 ± 99 a*	45 ± 12 b*	34 ± 7 b*	34 ± 12 b*	46 ± 19 b*
DQO (mgL ⁻¹)	751 ± 142 a*	216 ± 79 b*	180 ± 50 b*	169 ± 45 b*	233 ± 84 b*
N-Org (mgN L ⁻¹)**	40 ± 71 a*	31 ± 55 b*	3 ± 2 b*	16 ± 18 b*	21 ± 44 b*
N-NH ₄ ⁺ (mgN L ⁻¹)	220 ± 86 a*	108 ± 28 b*	123 ± 39 b*	135 ± 45 b*	128 ± 28 b*
N-NO ₂ ⁻ (mgN L ⁻¹)	***	0,9 ± 0,8 a*	1,5 ± 0,8 a*	2,6 ± 0,8 a*	5,0 ± 0,8 a*
N-NO ₃ ⁻ (mgN L ⁻¹)	***	91 ± 42 a*	102 ± 41 a*	79 ± 44 a*	80 ± 33 a*
N-Total (mgN L ⁻¹)**	261 ± 111 a*	232 ± 70 a*	230 ± 68 a*	232 ± 76 a*	234 ± 66 a*

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na horizontal não diferem entre si (Kruskal-Wallis 5%). **N-Org: fração orgânica da série de nitrogênio, obtida pela diferença de NTK e N-NH₄⁺. N-Total: somatório de NTK, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻. ***Valores abaixo do nível de detecção do método.

Isso demonstra que as distintas Taxas de Aplicação Superficial (TAS) empregadas (de 500 a 1.600 Lm⁻²dia⁻¹ nos VFs 1 e 3, e 250 a 800 Lm⁻²dia⁻¹ nos VFs 2 e 4), bem como as duas configurações dos leitos, não ocasionaram diferenças de desempenho. Portanto, o VF3, que combinou a configuração mais simples – de leito único – e foi operado com uma maior TAS, demonstrou-se mais atraente em termos de economia de materiais, simplicidade de montagem e capacidade de aporte volumétrico de afluente.

Por conseguinte, pode-se deduzir que a camada de 50 cm de serragem da configuração de leito único foi suficiente para garantir um rendimento satisfatório da vermifiltração, não havendo ganhos significativos com a camada extra de serragem (da configuração de leito duplicado).

3.1 Remoção de matéria orgânica e sólidos

Conforme pode ser observado por meio da Tabela 3, os valores médios de DBO, DQO, Turbidez e SST dos quatro vermifiltros não diferiram significativamente entre si (Kruskal-Wallis 5%). Destaca-se que, na maioria das análises, todos alcançaram remoções acima de 75% de DQO e 85% dos demais parâmetros – DBO, Turbidez e SST.

Tabela 3 - Remoções médias de matéria orgânica e sólidos em relação ao esgoto bruto

Vermifiltro	DBO	DQO	Turbidez	SST
VF1	84 ± 4%	71 ± 8%	83 ± 9%	86 ± 7%
VF2	83 ± 3%	76 ± 3%	90 ± 6%	92 ± 4%
VF3	87 ± 8%	76 ± 10%	92 ± 6%	92 ± 5%
VF4	82 ± 11%	68 ± 14%	89 ± 8%	86 ± 11%

Além disso, logo na primeira análise, todos os vermifiltros alcançaram uma remoção de DBO acima de 80%. Isso pode ser justificado pela alta capacidade adsorptiva da serragem e do vermicomposto presentes no leito do reator, aliados a uma intensa atividade microbológica estimulada e acelerada pelas minhocas (SINHA et al., 2008; BINET et al., 1998).

A elevada eficiência de remoção de matéria orgânica logo no início de operação de vermifiltros é um aspecto positivo frente a maiores períodos demandados por reatores anaeróbios para a estabilização do crescimento de biomassa e a sua consequente capacidade de tratamento pleno que, segundo Chernicharo (2007), pode levar de 4 a 6 meses (quando não utilizado inóculo de lodo).

Quanto ao atendimento das restrições legais, destaca-se que os percentuais de remoção de DBO em todas as análises estavam acima do li-

mite mínimo de 60% de remoção de DBO estipulado pela Resolução CONAMA 430 (2011) para lançamentos em corpo receptor. Todos os resultados também estavam abaixo da concentração máxima de 120 mgL^{-1} estipulada pela mesma resolução para efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Até mesmo em relação à legislação mais restritiva existente no Estado de São Paulo (Decreto nº 8.468/1976), cujo limite estipulado é de 60 mgL^{-1} , a grande maioria dos resultados estava em conformidade.

Em relação às restrições fixadas para DQO, a legislação do Estado de Alagoas (Decreto nº 6.200/1985) e de Minas Gerais (Deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 1/2008) estipula um limite máximo de 150 e 180 mgL^{-1} respectivamente. Para tais valores, os quatro vermifiltros atenderam aos normativos a partir do 4º mês de operação.

Uma possível explicação para a ocorrência de maiores valores de DQO nos primeiros meses pode ser a serragem utilizada, oriunda de madeira de peroba rosa, de maior pigmentação em relação à serragem de pinus. Os componentes que conferem essa pigmentação podem ter proporcionado um incremento da DQO solúvel no efluente dos vermifiltros, provavelmente composta por uma fração orgânica de degradabilidade mais lenta, não interferindo nas análises de DBO. Portanto, o uso de serragem de baixa pigmentação, como a de pinus, seria mais indicado para a vermifiltração.

Em comparação a outros estudos, o percentual de remoção de DBO dos vermifiltros foi semelhante à eficiência reportada por Soto e Toha (1998), Sinha et al. (2008) e Li et al. (2009), que indicaram valores máximos acima de 90%. Em termos de DQO, os percentuais de remoção obtidos encontram-se dentro da faixa de 60 a 80%, similar aos valores reportados por Taylor et al. (2003), Li et al. (2009), Sartori (2010) e Ni et al. (2014).

Semelhantemente ao verificado para a remoção de DBO, as remoções de turbidez e SST foram acima de 85% em praticamente todas as análises dos quatro vermifiltros. Certamente, essa eficiência é promovida pela alta capacidade adsortiva do leito e pela degradação biológica promovida pela ação conjunta das minhocas e microrganismos (SINHA et al., 2008). Os percentuais observados se assemelham aos valores atingidos em outros estudos, na ordem de 90% de remoção de ambos os parâmetros (SINHA et al., 2008; SARTORI, 2010; LI et al., 2009; LIU et al., 2013; KUMAR et al., 2014).

Em relação às restrições legais em termos de SST, os resultados obtidos por todos os efluentes dos vermifiltros atendem ao padrão específico para lançamento direto em corpos hídricos no estado de Minas Gerais (Deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 1/2008) e do Rio Grande do Sul (Resolução CONSEMA 128, 2006), os quais condicionam, respectivamente, 100 e $180 \text{ mg SST.L}^{-1}$ como concentração máxima.

Já para os valores de turbidez, os efluentes dos vermifiltros atenderam, em todas as análises, o limite máximo de 40 UNT exigido pela Resolução CONAMA 357 (2005) para corpos d'água de Classe 1. Isto é, mananciais superficiais destinados para a recreação de contato primário, para irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, além da aquicultura e a pesca. Contudo, o reúso direto dos efluentes dos vermifiltros para essas mesmas atividades só pode ser viabilizado após a avaliação das restrições quanto a diversos outros parâmetros, principalmente patógenos, salinidade, nutrientes e toxicidade.

Frente às remoções de matéria orgânica verificadas para os vermifiltros, ressalta-se que tais resultados se referem a um processo com uma única etapa de tratamento biológico. Em outras palavras, mesmo aplicando-se esgoto bruto diretamente nos vermifiltros, eles propiciaram remoções que variaram de 80% a 90% de DBO e de 70% a 80% de DQO.

Rendimentos semelhantes são apontados pela norma NBR 13969 (ABNT, 1997) para diversos tipos de reatores biológicos (filtro anaeróbio, filtro aeróbio submerso, filtro de areia, vala de filtração, lodo ativado por batelada e lagoa com plantas), porém sempre em conjunto com o tanque séptico.

Portanto, a vermifiltração pode ainda contar com etapas complementares de tratamento, caso se exija uma maior eficiência de desempenho. Como exemplo, podem-se citar os estudos conduzidos por Nie et al. (2014) referentes a um sistema de vermifiltração de esgoto doméstico rural (em escala plena) associado a um filtro anaeróbio, para o qual foram verificadas remoções de DQO acima de 90% em praticamente todo o período de monitoramento (167 dias).

Ademais, enaltece-se que a capacidade de vermifiltros em receber elevadas TAS também coloca a vermifiltração como um reator que demanda menor área superficial de leito em comparação a outras tecnologias. Como comparação, nos estudos conduzidos por Tonon (2011), Tonon et al. (2015), De Oliveira Cruz et al. (2018), De Oliveira Cruz et al. (2019) e Magalhães et al. (2016), filtros de areia operados em diversas TAS como pós tratamento de filtros anaeróbios atingiram uma remoção global de DBO de 92% com uma TAS de $500 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$, taxa inferior à comumente operada em vermifiltros. Além disso, os referidos autores reportaram o frequente entupimento (a cada 90 dias de operação aproximadamente) devido à formação excessiva de biomassa na camada superficial dos filtros de areia no emprego de TAS acima de $200 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$. Esse fenômeno não foi observado nos vermifiltros com as configurações adotadas no presente estudo.

3.2 Série de nitrogênio

A partir das análises dos compostos nitrogenados (Tabela 2), nota-se que o nitrogênio total do esgoto bruto foi composto principalmente por

nitrogênio amoniacal e uma pequena parcela de nitrogênio orgânico, cuja soma é denominada Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). A concentração média de N-NTK verificada para o esgoto bruto ($261 \pm 111 \text{ mgL}^{-1}$) foi significativamente mais elevada do que a faixa apontada por Von Sperling (2014) como típica para águas residuárias de origem doméstica, que varia de 35 e 70 mgL^{-1} . Ressalta-se que o esgoto bruto analisado foi oriundo de um local de atividade comercial, no qual o principal contribuinte de efluente era a descarga com urina, o que justifica seu alto teor de N-NH_4^+ .

Em relação às concentrações de N-Total dos efluentes dos vermifiltros, as médias não diferiram significativamente do esgoto bruto (Kruskal-Wallis 5%), não havendo indícios de remoção desse nutriente. Contudo, todos os efluentes dos reatores apresentaram uma redução significativa da concentração do nitrogênio amoniacal e aumento de nitrato, evidenciando a ocorrência de nitrificação. As concentrações finais de nitrato dos reatores não diferiram estatisticamente entre si (Kruskal-Wallis 5%).

Esses resultados apontam a nitrificação na ordem de 40 a 50% do nitrogênio amoniacal, 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 $6.700 \text{ Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$. Conforme exposto pelos referidos autores, o percentual de redução de N-NH_4^+ no vermifiltro é inversamente proporcional à TAS empregada, de modo que a gradativa diminuição do Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) proporciona a saída do efluente antes da completa oxidação do nitrogênio amoniacal em nitrito e deste em nitrato.

Desse modo, deduz-se que as duas TAS empregadas não interferiram no tempo de contato do efluente com o leito filtrante a cada aplicação. Em outras palavras, o tempo de escoamento do líquido através do meio a cada pulso de aplicação foi semelhante para os dois tempos de descanso prati-

cados entre aplicações (7 e 14 minutos). Assim, em todas as configurações, a biomassa nitrificante alcançou patamares similares de metabolização.

Apesar dos valores médios dos componentes nitrogenados obtidos para os vermifiltros não diferirem significativamente entre si (Kuskal-Wallis 5%), nota-se que os efluentes dos VFs 3 e 4 apresentaram concentrações de nitrato (79 ± 44 e 80 ± 33 mgN L⁻¹ respectivamente) ligeiramente inferiores aos outros dois vermifiltros (91 ± 42 e 102 ± 41 mgN L⁻¹). Isso pode ser explicado pela maior extensão do leito dos VFs 1 e 2, permitindo um tempo de contato relativamente maior.

Em relação a outros estudos, percentuais de nitrificação mais elevados foram verificados por Liu et al. (2013); Nie et al. (2014) e Kumar et al. (2014), todos alcançando valores acima de 80%. Entretanto, os respectivos afluentes brutos utilizados possuíam uma concentração de N-NH₄⁺ na ordem de 10 a 40 mgN L⁻¹, praticamente 10 vezes inferior à faixa de variação de 100 a 360 mgN L⁻¹ verificada para o esgoto bruto do presente trabalho. Pode-se inferir, portanto, que o tempo de escoamento por gravidade através do leito estabelece um patamar máximo de nitrificação, de modo que se o afluente aportar elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, haverá um excedente impossibilitado de ser oxidado.

4 CONCLUSÕES

De acordo com as recomendações da NBR 13969 (ABNT, 1997), o tratamento descentralizado de efluentes sanitários deve ser realizado em pelo menos duas etapas, representadas por um tanque séptico e um reator biológico. No entanto, conforme demonstrado no presente estudo, os vermifiltros são capazes de alcançar rendimentos similares de remoção de matéria orgânica (em termos de DBO e DQO) no tratamento direto de esgoto bruto, sem a necessidade de um reator que o preceda ou complemente.

Durante os oito meses de operação do sistema experimental, todos os parâmetros avaliados para os efluentes dos quatro vermifiltros e, conseqüentemente, seus rendimentos de remoção de DBO, DQO, Turbidez e SST não apresentaram diferença significativa entre si (Kruskal-Wallis 5%), assim como a capacidade de nitrificação do nitrogênio amoniacal do esgoto bruto.

Portanto, o VF 3, que combinou a configuração mais simples (de leito único) e operado com uma maior TAS (de 500 a 1.600 Lm⁻²dia⁻¹), demonstrou-se mais atraente em termos de economia de materiais, simplicidade de montagem e capacidade de aporte volumétrico de afluente.

Em relação à manutenção do leito, foi removida apenas uma vez uma porção de cerca de 2 litros do substrato superficial de cada vermifiltro. O procedimento não ocasionou impacto aparente nos resultados analisados, além de que a remoção de excesso de vermicomposto e a reposição de serragem são ações essenciais para a manutenção do reator sem que haja entupimentos do leito (MADRID, 2016; SOTO e TOHÁ, 1998), embora a literatura científica ainda não indique a periodicidade mínima necessária para essa prática.

Nesse contexto, infere-se que não houve qualquer sinal de entupimento do leito dos vermifiltros ao longo de toda a operação, sendo ainda necessários estudos mais aprofundados para o conhecimento da periodicidade mínima de remoção do excesso de vermicomposto e reposição de serragem.

Frente aos aspectos positivos verificados, pode-se afirmar que a vermifiltração possui viabilidade técnica para compor um sistema de tratamento de efluentes sanitários descentralizado. Além de atender aos limites legais de carga orgânica para lançamentos em corpos d'água, o emprego de um tratamento terciário do efluente pode conferir-lhe um potencial de reúso para diversas finalidades.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer à FAPESP (processo PIPE-FAPESP 2015/08640-4) pelo financiamento ao estudo.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **NBR 13969 - Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 1997.

ALAGOAS (ESTADO). **Decreto nº 6.200**. Estabelece medidas de proteção ambiental na área de implantação do Pólo Cloroquímico de Alagoas e dá outras providências. 1985.

ADUGNA, A. T. et al. Fate of filter materials and microbial communities during vermifiltration process. **Journal of Environmental Management**. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.04.076. 2019.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association. Washington, 22ª ed., 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.

ARORA, S. et al. Antimicrobial activity of bacterial community for removal of pathogens during vermifiltration. **J. Environ. Eng.** DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001080. 2016.

BINET, F.; FAYOLLE, L.; PUSSARD, M. Significance of earthworms in stimulating soil microbial activity. **Biology and Fertility of Soils**, DOI 10.1007/s003740050403. 1998.

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.

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.

DE OLIVEIRA CRUZ, L. M.; TONETTI, A. L.; GOMES, B. G. L. A. Association of septic tank and sand filter for wastewater treatment: full-scale feasibility for decentralized sanitation. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development** (2018) 8 (2): 268-277. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.094>.

DE OLIVEIRA CRUZ, L. M.; GOMES, B. L. A.; TONETTI, A. L.; FIGUEIREDO, I. C. S. Using coconut husks in a full-scale decentralized wastewater treatment system: the influence of an anaerobic filter on maintenance and operational conditions of a sand filter. **Ecological Engineering** **127** (2019) 454-459. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.021>.

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**, DOI 10.1201/b10453-4. 2011.

GILL, L. W. et al. Comparison of stratified sand filter and percolation trenches for on-site wastewater treatment. **Journal of Environmental Engineering**, DOI 10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:1(8). 2009.

FANG, C. et al. Effect of hydraulic load on domestic wastewater treatment and removal mechanism of phosphorus in earthworm ecofilter. **Fresenius Environmental Bulletin**. Vol. 19, n. 6, p. 1099-1108. 2010.

FAO. **Water quality for agriculture - Irrigation and drainage paper**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1994.

FURLONG, C. et al. The development of an onsite sanitation system based on vermifiltration: the 'Tiger Toilet'. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**. doi: 10.2166/washdev.2015.167. 2015.

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.

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.

KUMAR, T. et al. Evaluation of vermifiltration process using natural ingredients for effective wastewater treatment. **Ecological Engineering**, n. 75, p. 370-377. 2015

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.

LOURENÇO, N.; NUNES, L. M. Optimization of a vermifiltration process for treating urban wastewater. **Ecological Engineering**. DOI 10.1016/j.ecoleng.2016.11.074. 2017

MAGALHÃES, T. M.; TONETTI, A. L.; BUENO, D. A. C.; TONON, D. Nitrification process modeling in intermittent sand filter applied for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 93, p. 18-23, 2016. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.003

MADRID, Francisco José Peña y Lillo. **Aplicação da vermifiltração no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). 131p. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade Estadual de Campinas. 2016.

MINAS GERAIS (ESTADO). Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM. Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais – CERH-MG. **Deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 1**. 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. 2008.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

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.

RIO GRANDE DO SUL (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente. Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA. **Resolução nº 128**. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. 2006

RODGERS, M.; HEALY, M. G.; MULQUEEN, J. Organic carbon removal and nitrification of high strength wastewaters using stratified sand filters. **Water Research**. v 39, n 14, p 3279-3286. 2005.

SÃO PAULO (ESTADO). **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.

SARTORI, Marcia Aparecida. **Desempenho de vermifiltros no tratamento de esgoto doméstico em pequenas comunidades**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). 75p. Universidade Federal de Viçosa. 2010.

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.; BRASIL, A.L.; MADRID, F.J.P.L.; FIGUEIREDO, I.C.S.; SCHNEIDER, J.; CRUZ, L.M.O.; DUARTE, N.C.; FERNANDES, P.M.; COASACA, R.L.; GARCIA, R.S.; MAGALHÃES, T.M. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. Biblioteca/Unicamp. Campinas, São Paulo, 153p, 2018.

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.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.018

UNDP. **Sharing Innovative Experiences**. Volume 1 - Recycling Water – Chile, p. 87-92. United Nations Development Programme. 1998.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography – Method 300.1**. National Exposure Research Laboratory. Office of Research and Development. OHIO. 1993.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Onsite Wastewater Treatment Systems Manual**. Office of Water. Office of Research and Development. 2002.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v.1, 4ª ed., p. 452. Belo Horizonte, Editora UFMG. 2014.

WANG, S. et al. Wastewater treatment performance of a vermifilter enhancement by a converter slag-coal cinder filter. **Ecological Engineering**. DOI 10.1016/j.ecoleng.2009.11.018. 2010

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.