

VINÍCIUS FERREIRA MARTINS

**INFLUÊNCIA DO MEIO SUPORTE E DA PRESENÇA DE VEGETAÇÃO
NO DESEMPENHO DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2016**

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

M386i
2016

Martins, Vinícius Ferreira, 1990-
Influência do meio suporte e da presença de vegetação no
desempenho de filtros biológicos percoladores / Vinícius
Ferreira Martins. – Viçosa, MG, 2016.
xiii, 77f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Alisson Carraro Borges.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Águas residuais - Eliminação - Tratamento biológico.
2. Lagoas de estabilização. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de
Pós-graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 628.35

VINÍCIUS FERREIRA MARTINS

**INFLUÊNCIA DO MEIO SUPORTE E DA PRESENÇA DE VEGETAÇÃO
NO DESEMPENHO DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 15 de Fevereiro 2016.

Ana Augusta Passos Rezende

André Pereira Rosa

Karina Querne de Carvalho Passig

Alisson Carraro Borges
(orientador)

Aos meus pais João Leonel e Cirlei,
Aos meus irmãos Aline e João Ricardo,
Ao meu afilhado Miguel,
Às minhas tias
Às minhas avós.

*Pelo amor e suporte incondicionais,
Dedico e ofereço este trabalho.*

*“E também sei como é importante na vida, não ser forte, mas
sentir-se forte.”*

Christopher McCandless

AGRADECIMENTOS

A Deus, que em sua infinita bondade, me proporcionou discernimento e forças para chegar aqui.

A toda minha família, pelo amor e dedicação que vocês têm por mim.

Ao meu orientador Alisson Carraro Borges, pelos ensinamentos e confiança depositada.

A Universidade Federal de Viçosa e Departamento de Engenharia Agrícola, por permitir a execução das atividades em suas dependências.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa.

Ao meu colega Gilberto, que ajudou imensamente no meu experimento.

A todo pessoal do laboratório, especialmente as estagiárias Greice e Yorely e as queridas Claudety e Suymara pela paciência, disposição em ajudar e pela ótima convivência.

A todo pessoal do GPQA e as meninas do GPRH, pelas conversas, dicas, contribuições no experimento e momentos de descontração.

Ao Luis, pelo apoio e parceria incondicionais durante todo esse percurso.

Aos amigos que fiz em Viçosa, Edson, Gabi, Dandara, Fer, Gera, Ti, obrigado pela farra, diversão e alegrias proporcionadas e especialmente para Bárbara e Daniel que foram minha família em Viçosa e que levarei para a minha vida.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, a minha sincera gratidão.

CONTEÚDO

LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS	IX
RESUMO	XI
ABSTRACT	XIII
CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	1
1.1. Introdução Geral.....	1
1.2. Objetivos	2
CAPÍTULO 2: REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1. Filtros Biológicos Percoladores (FBPs)	4
2.1.1. Histórico.....	4
2.1.2. Aspectos gerais e princípio de funcionamento.....	5
2.1.3. Classificação e critérios de projeto	9
2.1.4. Biofilme	12
2.1.5. Meio Suporte.....	13
2.2. Inserção do Capim-Vetiver no FBP	18
2.2.1. Sistemas Alagados Construídos (SACs)	18
2.2.1.1. Aspectos gerais e princípio de funcionamento.....	18
2.2.1.2. Classificação e critério de projeto	19
2.2.1.3. Vegetação	20
2.2.2. Capim-vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>).....	22
2.2.3. FBP x SAC.....	23
REFERÊNCIAS	25
CAPÍTULO 3: ARTIGO TÉCNICO-CIENTÍFICO	31
3.1. INTRODUÇÃO.....	31
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	34
3.2.1 Área de estudo e considerações iniciais	34
3.2.2. Descrição da unidade experimental	34
3.2.2.1. Decantador primário.....	35

3.2.2.2. Filtros biológicos percoladores	36
3.2.3. Condições operacionais.....	38
3.2.4. Monitoramento da unidade	38
3.2.5. Análise estatística.....	40
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
3.3.1 Desempenho na remoção de DBO	42
3.3.2. Desempenho na remoção de fósforo	45
3.3.3. Desempenho na série nitrogenada.....	47
3.3.3.4 Desempenho Geral.....	50
3.4. CONCLUSÕES.....	52
REFERÊNCIAS	53
CAPÍTULO 4: CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES	58
REFERÊNCIAS	60
APÊNDICES.....	61

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1.	Principais componentes constituintes de um típico filtro biológico percolador.....	5
Figura 2.2.	Princípio básico do funcionamento do FBP e desenvolvimento do biofilme	6
Figura 2.3.	Fenômenos envolvidos na formação, transporte e degradação da matéria orgânica no biofilme	13
Figura 3.1.	Fluxograma da unidade experimental.....	35
Figura 3.2.	Filtros biológicos percoladores utilizados na pesquisa.....	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1.	Vantagens e desvantagens do uso de FBP comparado ao sistema de lodo ativado convencional.....	7
Tabela 2.2.	Caracterização e desempenho de FBPs no tratamento de esgoto sanitários.....	8
Tabela 2.3.	Caracterização e classificação de filtros biológicos percoladores.....	10
Tabela 3.1.	Caracterização dos meios suportes utilizados na pesquisa.....	37
Tabela 3.2.	Condições operacionais dos FBPs.....	38
Tabela 3.3.	Plano de monitoramento da unidade experimental	39
Tabela 3.4.	Relação de variáveis físico-químicas	39
Tabela 3.5.	Concentrações médias das variáveis de controle, DBO, fósforo e série nitrogenada nos FBPs	41
Tabela 3.6.	Concentrações médias de DBO bruta efluente relativas à interação entre meio suporte e vegetação nos FBPs	44
Tabela 3.7.	Concentrações médias de fósforo total efluente relativas ao meio suporte e vegetação nos FBPs	46
Tabela 3.8.	Concentrações médias de NTK, NAT e nitrato efluentes	49
Tabela 3.9.	Resultados significativos para as variáveis estudadas.....	50

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

A	Área da superfície livre do meio suporte
ABNT	Associação Brasileira de Normas técnicas
ANOVA	Análise de variância
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
CE	Condutividade elétrica
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
COV	Carregamento orgânico volumétrico
D.P	Decantador primário
DBC	Delineamento em blocos casualizados
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DEA	Departamento de Engenharia Agrícola
DHS	Sistema baseado em espumas de poliuretano
Eh	Potencial redox
ETEs	Estação de Tratamento de Esgotos
FBP	Filtro biológico percolador
FBPs	Filtros biológicos percoladores
FBP _A	Filtro biológico percolador com argila
FBP _{AV}	Filtro biológico percolador com argila e vetiver
FBP _B	Filtro biológico percolador com brita
FBP _{BV}	Filtro biológico percolador com brita e vetiver
HUASB	Reator anaeróbio híbrido de manta de lodo e escoamento ascendente
IEA	Instituto de Economia Agrícola
MG	Minas Gerais

N	Nitrogênio
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
N -NO ₃ ⁻	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
PEAD	Polietileno de alta densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
PVC	Policloreto de polivinil
Q	Vazão
Sa	Concentração de DBO do esgoto afluente ao FBP
SACs	Sistema alagados construídos
SP	Sólidos sedimentáveis
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos suspensos totais
T.P	Tratamento primário
TAS	Taxa de aplicação hidráulica superficial
TAV	Taxa de aplicação orgânica volumétrica
TRH	Tempo de retenção hidráulica
UASB	Reator anaeróbio de manta de lodo e escoamento ascendente
UFV	Universidade Federal de Viçosa
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	Volume
WEF	<i>Water Environment Federation</i>

RESUMO

MARTINS, Vinícius Ferreira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2016. **Influência do meio suporte e da presença de vegetação no desempenho de Filtros Biológicos Percoladores.** Orientador: Alisson Carraro Borges.

A situação precária do esgotamento sanitário no Brasil, juntamente com a demanda por sistemas de tratamento de esgoto que contemplem menores custos de implantação, operação e manutenção, faz da tecnologia da biomassa aderida, mais especificamente os filtros biológicos percoladores (FBPs) uma alternativa para o tratamento de esgotos sanitários no país. Visando ampliar os aspectos funcionais do sistema FBP, o presente estudo objetivou avaliar o desempenho de filtros biológicos percoladores com a inserção do capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) nos meios suporte brita e argila expandida, consistindo em uma nova abordagem para o tratamento de esgotos. Para isso, o experimento contou com quatro FBPs com diferentes configurações: FBP_{AV} (argila expandida como substrato, cultivada com vetiver); FBP_A (argila expandida como substrato, sem o cultivo de vetiver); FBP_{BV} (brita nº1 como substrato, cultivado com vetiver); e FBP_B (brita nº1 como substrato, sem o cultivo de vetiver). Como resultados as concentrações efluentes de DBO bruta foram de 142, 119, 104 e 120 mg L⁻¹ para FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} e FBP_B, respectivamente, e comparando as concentrações notou-se diferença significativa para FBP_A e FBP_B provendo os melhores resultados para a DBO bruta. Para fósforo as médias efluentes foram de 6,63, 6,57, 6,42 e 5,61 mg L⁻¹ para FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} e FBP_B, respectivamente e o meio suporte brita (FBP_{BV} e FBP_B) diferiu significativamente da argila (FBP_A e FBP_{AV}), na qual a brita proveu melhor resultado para a remoção de fósforo devido a sua capacidade de retenção e que a vegetação não contribuiu significativamente para a remoção desse parâmetro. As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) para efluente foram de 39,5, 43,1, 42,1 e 37,7 mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal total (NAT) de 31, 37,9, 37,7 e 31,9 mg L⁻¹ e nitrato de 0,352, 0,027, 0,057 e 0,104 mg L⁻¹ correspondente aos filtros FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} e FBP_B. Analisando a série nitrogenada percebe-se uma tendência do filtro com o meio suporte brita (FBP_B) de se ser mais eficiente em remover as formas mais particuladas de nitrogênio (NTK) e o FBP_{AV} (associação argila/vetiver) ser mais

expressivo para as formas dissolvidas (NAT e nitrato). De maneira geral o meio suporte argila expandida e a inserção do capim-vetiver mostraram-se como boas alternativas para o tratamento de esgotos sanitários no FBP.

ABSTRACT

MARTINS, Vinícius Ferreira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2016. **Influence of the filter media and the presence of vegetation at the performance of Biological Trickling Filters.** Adviser: Alisson Carraro Borges.

The precarious sewage management in Brazil together with the demand for low-cost and low-maintenance systems makes the attached biomass technology - specifically the trickling filters (TF) - an alternative for treatment of sewage in developing countries. Aiming to expand the functional aspects of the TF system, this study intended to evaluate the performance of TFs with grown vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) in gravel and expanded clay substrates, consisting of a new approach for sewage treatment. Thus, the experiment had four TFs with different configurations: FBP_{AV} (expanded clay media grown with vetiver); FBP_A (expanded clay media without vegetation); FBP_{BV} (gravel # 1 media grown with vetiver); and FBP_B (gravel # 1 media without vegetation). The effluent concentrations of unfiltered BOD were 142, 119, 104 and 120 mg L⁻¹ for FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} and FBP_B respectively and comparing the concentrations was noticed a statistical difference for FBP_A and FBP_B providing better results for unfiltered BOD. To phosphorus, the effluent means were 6.63, 6.57, 6.42 and 5.61 mg L⁻¹ for FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} and FBP_B respectively and the gravel media (FBP_{BV} and FBP_B) differed statistically from the expanded clay (FBP_A and FBP_{AV}), where the gravel media provided better results for phosphorus removal due to its retention capacity and the vegetation do not contributed to this removal. The TKN effluent means were 39.5, 43.1, 42.1 and 37.7 mg L⁻¹, TAN were 31, 37.9, 37.7 and 31.9 mg L⁻¹ and for nitrate 0.352, 0.027, 0.057 and 0.104 mg L⁻¹ corresponding to FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} and FBP_B filters. Analyzing nitrogen series was noticed that gravel media (FBP_B) is more efficient in removing more particulate forms of nitrogen (TKN) and FBP_{AV} (association clay / vetiver) is more expressive for more dissolved forms (TAN and nitrate). In general, booth the expanded clay media and the cultivation of grass vetiver seemed to be a good alternative for the treatment of wastewater in TFs.

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1. Introdução Geral

O relatório proveniente do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento do ano de 2014 evidencia situação preocupante sobre o esgotamento sanitário no Brasil, nas quais de uma amostra de 5.035 municípios, apenas 2.835 (56,3%) eram servidos por algum tipo de esgotamento sanitário e que somente 1.964 (39%) municípios possuíam serviço de tratamento do esgoto gerado.

A realidade atual do panorama do esgotamento sanitário no Brasil reforça a necessidade da busca por processos de tratamento de esgotos que contemplem menores custos de implantação, operação e manutenção, com tecnologia apropriada à realidade do País. Nesse contexto, os filtros biológicos percoladores (FBPs) podem ser vistos como interessante alternativa no tratamento de esgotos sanitários.

Os filtros biológicos percoladores (FBP) são sistemas aeróbios não submersos de tratamento de águas residuárias, que tem como princípio a oxidação bioquímica da matéria orgânica presente no esgoto. A aplicação do esgoto é realizada por meio de distribuidores móveis ou fixos, em escoamento descendente, na qual o esgoto percola pelo meio suporte, e a coleta ocorre por meio de um sistema de drenagem no fundo do filtro, permitindo uma condição de escoamento contínuo. Essa percolação juntamente com a passagem de ar pelos interstícios do material suporte propiciam elevada atividade biológica e o desenvolvimento de um aglomerado de microrganismos (biofilme), formado em sua maioria por conjuntos de bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas, que convertem a matéria orgânica contida no esgoto em seus processos metabólicos.

O crescente interesse em sistemas de crescimento de biomassa imobilizada, como é o caso dos FBPs, deve-se pela busca de simplicidade operacional e que estejam em consonância com o nível de investimentos proposto. Vantagens como menor consumo de energia, operação simplificada, custo reduzido para remoção de poluentes frente aos sistemas de lodo ativado tradicional, têm promovido a aceitação e interesse no uso de FBPs.

Com a disseminação da tecnologia tornou-se necessário também à procura de meios para aperfeiçoar o sistema, e é sabido que um dos fatores de grande importância no desempenho do mesmo é o meio suporte empregado. Dessa maneira, a utilização da argila expandida torna-se uma alternativa, por conter características que vão de encontro com o que é preconizado para meios suporte de FBP, podendo citar a sua leveza, elevada superfície específica, custo relativamente pequeno e fácil aquisição.

Para verificar a possibilidade de ampliar os aspectos funcionais do sistema FBP foi proposta nesse trabalho a inserção de uma espécie vegetal no meio suporte que compõe o filtro. Para tal, foi utilizado o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). A espécie é caracterizada por possuir grande volume de raízes, que crescem verticalmente para baixo, em concordância com a geometria proposta para os FBPs.

A utilização de espécies vegetais no tratamento de esgoto nos sistemas de alagados construídos (SACs) é uma prática bem difundida, com resultados positivos. Nesse contexto, a ideia foi de verificar se os benefícios da utilização de espécies vegetais em sistemas como os SACs, podem ser verificados também nos FBPs, levando em conta que o tempo de retenção hidráulica (TRH) dos FBP é usualmente bem menor do que nos encontrados nos SACs, além das características de projeto diferenciadas.

1.2. Objetivos

O objetivo geral da pesquisa foi avaliar o desempenho de filtros biológicos percoladores com a inserção do capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) nos meios suporte brita e argila expandida, aplicados ao tratamento de esgotos sanitários. Como objetivos específicos podem ser listados:

- Comparar o desempenho dos filtros na remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio;

- Avaliar a contribuição da espécie vegetal *Chrysopogon zizanioides* no desempenho geral do sistema;
- Avaliar o potencial de uso da argila expandida como material suporte para os FBPs; e
- Avaliar as associações entre meio suporte e vegetação no desempenho dos FBPs.

CAPÍTULO 2: REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Filtros Biológicos Percoladores (FBPs)

2.1.1. Histórico

Segundo Jordão e Pessoa (2014), os primeiros filtros biológicos datados surgiram no final do século XIX, na Inglaterra. As unidades de filtração eram constituídas de tanques, cheios de pedregulhos, onde o esgoto era retido por algum tempo, estabelecendo-se um ciclo de bateladas. No Brasil, no ano de 1910, foi construída no Rio de Janeiro a primeira estação de tratamento secundário constituída de filtros biológicos.

Os filtros biológicos percoladores advêm da evolução dos então chamados “filtros de contato”. Constituíam-se em tanques preenchidos com pedras, que eram alimentados com esgoto, pela superfície, até completar o volume do tanque com os quais os esgotos eram mantidos em contato por períodos de 6 horas. Após esse período, o tanque era drenado e o leito de pedras deixado em repouso por mais 6 horas, antes de se repetir o ciclo (Metcalf e Eddy, 2003).

A operação intermitente, a rápida colmatação dos espaços vazios, e a necessidade de ciclos operacionais, limitaram por muito tempo a capacidade de tratamento dessas unidades. Segundo Atkinson (1981) citado por Chagas (2006) na segunda metade da década de 1960 no Canadá foram desenvolvidos e patenteados os primeiros filtros com a concepção atual, e somente na década de 1980 houve a intensificação das pesquisas relacionadas ao tema, sobretudo na Europa e Ásia.

A tecnologia de FBP evoluiu com a adoção de modelos de escoamento contínuo, juntamente com novos dispositivos de distribuição dos esgotos no meio suporte, além de melhorias no que se refere à mistura de fases, à transferência de oxigênio e à separação de fases, por meio do controle efetivo da espessura do biofilme e do incremento da transferência de massa, possibilitando dessa maneira o aperfeiçoamento de seu funcionamento e aplicabilidade do processo (Gonçalves et al. 2001; Santos, 2005).

2.1.2. Aspectos gerais e princípio de funcionamento

O princípio de funcionamento do filtro biológico percolador se baseia na oxidação bioquímica aeróbia do substrato orgânico presente nos esgotos. Consiste na aplicação contínua e uniforme do esgoto por meio de dispositivos de distribuição, fixos ou móveis, e a coleta ocorre por meio de um sistema de drenagem no fundo do filtro, em condição de escoamento contínuo. A passagem sucessiva de esgoto nos interstícios promove o crescimento e a aderência de massa biológica na superfície do meio suporte.

O FBP opera em condições de escoamento não saturado, estando o meio suporte, por essa razão, permanentemente sujeito à renovação do ar que naturalmente circula nos seus espaços vazios, disponibilizando o oxigênio necessário para a respiração dos microrganismos, na qual a transferência de oxigênio para o biofilme é efetuada diretamente ou por meio de difusão molecular (Santos, 2005; Medeiros, 2011; Jordão e Pessoa, 2014). Na Figura 2.1 é possível observar os principais detalhes de um típico filtro biológico percolador.

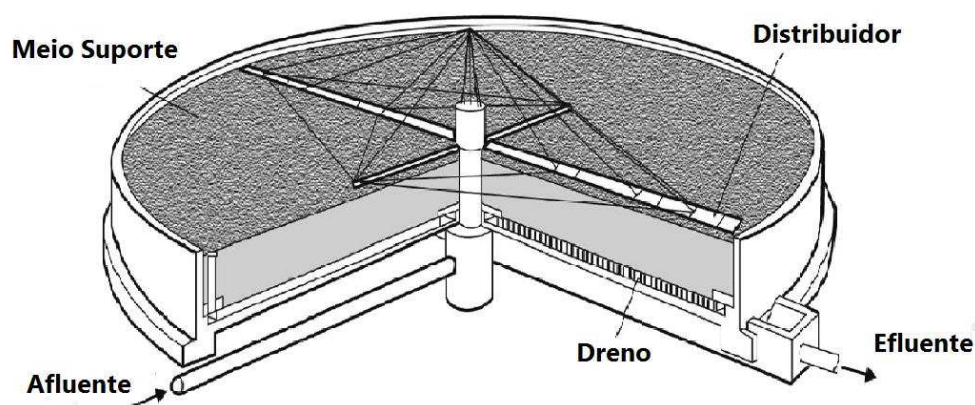


Figura 2.1. Principais componentes constituintes de um típico filtro biológico percolador

Adaptado: von Sperling (2005); Almeida (2012)

O escoamento do líquido pelo meio suporte permite o crescimento de microrganismos na superfície do meio suporte resultando na formação de uma matriz biológica ativa, que contém fungos, bactérias facultativas, aeróbias e anaeróbias,

algas e protozoários. Os componentes orgânicos e inorgânicos (carboidratos, lipídeos, amônia, dentre outros) difundem-se e são convertidos por microrganismos no biofilme (Almeida, 2012). O princípio básico de desenvolvimento do biofilme no FBP pode ser visto na Figura 2.2.

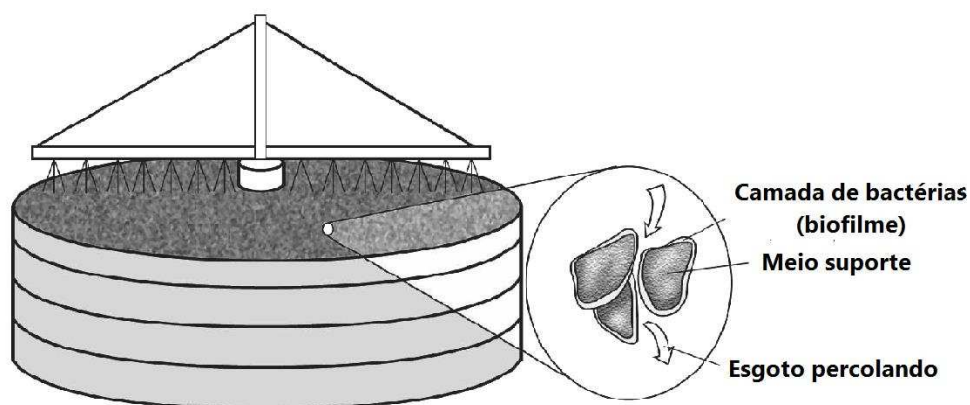


Figura 2.2. Princípio básico do funcionamento do FBP e desenvolvimento do biofilme

Adaptado: von Sperling (2005); Almeida (2012)

À medida que a biomassa cresce na superfície do meio suporte, vai ocorrendo o desprendimento das placas de biofilme devido ao grau de estabilização, à tensão de cisalhamento causada pelo gradiente de velocidade de escoamento do líquido entre os vazios e à indisponibilidade de oxigênio para os microrganismos aeróbios mais próximos ao meio suporte. O material desprendido pode ser removido nos decantadores secundários, de forma a diminuir o nível de sólidos em suspensão no efluente final (von Sperling, 2005; Jordão e Pessoa, 2014).

Os filtros biológicos percoladores representam um grande avanço na aplicação da tecnologia de sistemas de biomassa imobilizada e as principais vantagens e desvantagens do sistema frente ao de lodo ativado convencional podem ser observadas na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Vantagens e desvantagens do uso de FBP comparado ao sistema de lodo ativado convencional

Vantagens	Desvantagens
Eficiência de remoção de DBO satisfatória	Menor flexibilidade operacional e controle
Menor consumo de energia	Maiores custos de implantação
Nitrificação frequente	Relativa dependência da temperatura do ar
Menor índice de mecanização	Possibilidade de proliferação de moscas
Menor custo operacional	Perda de carga
Maior simplicidade operacional	Geração de maus odores e vetores
Nível moderado de habilidade, técnica e conhecimentos necessários para gerenciar e operar o sistema	Tratamento adicional pode ser necessário para atender normas de descarga mais rigorosas
Usualmente sem necessidade de aeração forçada	

Fonte: Adaptado de USEPA (2000); von Sperling (2005); Mahmoud et al. (2011)

Nascimento (2001) afirma que apesar do grande potencial e elenco de vantagens, os FBPs têm pouca difusão e uso em nosso meio tornando-se de grande importância, portanto, pesquisas que tratem o uso da de FBP visando uma propagação da tecnologia, almejando a adequação do efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental.

Há pesquisas, entretanto, que demonstram a potencialidade do uso dos FBPs e estudos onde é possível observar os diferentes aspectos operacionais, configurações de projetos e desempenho de FBPs (Tabela 2.2). Os trabalhos elencados se referem ao tratamento de esgotos sanitários contemplando algumas fases de operação de cada experimento. Na descrição das eficiências de remoção dos parâmetros, não foi levado em consideração o uso de decantadores secundários, focando somente nos FBPs.

Tabela 2.2. Caracterização e desempenho de FBP's no tratamento de esgoto sanitários

Tratamento Prévio	Condições operacionais				Caracterização do FBP					Eficiência de remoção		
	Vazão	COV*	TAS	TRH	Temp.	Altura	Volume	Meio Suporte		DBO ₅	SST	NAT
	m ³ d ⁻¹	kg m ⁻³ d ⁻¹	m ³ m ⁻² d ⁻¹	h	°C	m	m ³	m ² m ⁻³		mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹
T.P ^(a)	40	0,9 ^B	40	1,8	25 - 31	3,0	3,0	Anéis Randômicos	80	63	51	--
T.P ^(a)	65	1,5 ^B	65	1,1	25 - 31	3,0	3,0	Anéis Randômicos	80	52	43	--
T.P ^(a)	40	0,9 ^B	40	1,8	25 - 31	3,0	3,0	Blocos <i>cross flow</i>	140	53	59	--
T.P ^(a)	65	1,5 ^B	65	1,1	25 - 31	3,0	3,0	Blocos <i>cross flow</i>	140	47	61	--
UASB ^(b)	0,54	1,2-0,22 ^Q	5.6	8,9	18 - 22	2,1	0,2	Plástico	144	--	--	53
UASB ^(b)	0,30	0,14 ^Q	3.1	16	18 - 25	2,1	0,2	Plástico	144	--	--	57
HUASB ^(c)	0,29	3,4 ^Q	12	2	22 - 32	3,5	0,024	DHS	256	87	73	83 ¹
D.P ^(c)	0,144	1,8 ^Q	6	4	22 - 32	3,5	0,024	DHS	256	94	83	89
D.P ^(d)	0,115	1,2 ^B	1,47	2,5	25 - 35	0,61	0,012	Poliestireno	218	91	31	--
D.P ^(d)	0,115	3,1 ^B	1,47	2,5	25 - 35	0,61	0,012	Plástico	259	94	76	--
D.P ^(d)	0,115	1,3 ^B	1,47	2,5	25 - 35	0,61	0,012	Pedra	259	95	75	--
D.P ^(d)	0,115	3,7 ^{2B}	1,47	2,5	25 - 35	0,61	0,012	Borracha	219	95	91	--
D.P ^(d)	0,115	3,1 ^{2B}	1,47	2,5	25 - 35	0,61	0,012	Plástico	259	94	76	--

D.P: Decantador primário; T.P: Tratamento primário; HUASB: Reator anaeróbio híbrido de manta de lodo e escoamento ascendente. DHS: Sistema de espuma de poliuretano.

(a) Santos (2005); (b) Rodriguez (2006); (c) Mahmoud et al. (2011); (d) Naz et al. (2015).

* COV total. ^(B) DBO; ^(Q) DQO.

¹Valor referente à eficiência do sistema HUASB + FBP ²Valores obtidos com modelagem matemática.

2.1.3. Classificação e critérios de projeto

Os critérios usuais de dimensionamento de um filtro biológico percolador são a taxa de aplicação superficial hidráulica (TAS) e a taxa de carregamento orgânico volumétrico (COV).

A TAS também conhecida como carga hidráulica pode ser definida como a relação da vazão de esgoto aplicado e a área superficial do filtro, expressa em termos de $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Equação 1).

$$\text{TAS} = \frac{Q}{A} \quad (1)$$

Em que:

TAS : Taxa de aplicação hidráulica superficial ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

Q : Vazão média afluente ao FBP ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

A : Área superficial do filtro (m^2).

Já a taxa de aplicação orgânica volumétrica, conhecida como taxa de carregamento orgânico volumétrico (COV) pode ser definida como a relação entre a carga mássica de DBO contida no afluente ao FBP e o volume do filtro, sendo expressa em termos de $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de DBO (Equação 2).

$$\text{COV} = \frac{Q \cdot S_a}{V} \quad (2)$$

Em que:

COV: carregamento orgânico volumétrico ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de DBO);

Q : vazão média afluente ao FBP ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

S_a : Concentração de DBO do esgoto afluente ao FBP (kg m^{-3} de DBO);

V : Volume do filtro (m^3).

A partir desses critérios é possível classificar os filtros biológicos percoladores. A classificação atual apresenta três classes, denominadas baixa, intermediária e alta taxa de aplicação, sendo a última classe ainda dividida em função dos meios suporte utilizados: plástico ou pedra (Metcalf e Eddy, 2003). Na Tabela 2.3 é possível observar as características típicas e a classificação de FBP.

Tabela 2.3. Caracterização e classificação de filtros biológicos percoladores

Caracterização e condições operacionais	Baixa Taxa	Taxa Intermediária	Alta Taxa	Alta Taxa
Meio Suporte	Pedra	Pedra	Pedra	Plástico
TAS ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	1 - 4	4 - 10	10 - 40	10 - 75
COV ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de DBO)	0,07- 0,22	0,24 - 0,48	0,4 - 2,4	0,6 - 3,2
Razão de recirculação	0	0 - 1	1 - 2	1 - 2
Profundidade	1,8 - 2,4	1,8 - 2,4	1,8 - 2,4	3,0 - 12,2
Arraste de biofilme	Intermitente	Intermitente	Contínuo	Contínuo
Moscas	Muitas	Variável	Poucas	Poucas
Eficiência rem. DBO %	80 - 90	50 - 70	65 - 85	60 - 90
Nitrificação	Intensa	Parcial	Parcial	Variável

Fonte: Adaptado de USEPA (2000); Metcalf e Eddy (2003)

O filtro biológico de baixa taxa é simples conceitualmente, apresentando eficiência comparável à do sistema de lodos ativados convencional com operação mais simplificada, porém menos flexível e menor capacidade de se ajustar a variações do afluente. Em termos de consumo de energia elétrica a demanda pelo consumo de energia é bem inferior ao dos sistemas de lodos ativados (Gonçalves et al., 2001).

Os FBP de baixa taxa segundo Metcalf e Eddy (2003) são os que apresentam melhor eficiência na remoção de DBO além da possibilidade de nitrificação, caso a população nitrificante seja suficientemente bem estabilizada, e se características do clima e água residuária sejam favoráveis. Em função da pequena quantidade de DBO aplicada ao FBP por unidade de volume é esperada uma estabilização parcial do lodo

implicando em maiores requisitos de área comparados ao sistema de alta carga além da proliferação de moscas.

Os filtros de taxa intermediária são projetados com taxas de aplicação mais elevadas que às dos filtros de baixa taxa. Comumente a vazão de alimentação é contínua, embora a alimentação intermitente também possa ser praticada. Nos projetos dessa modalidade de filtro normalmente prevê-se a recirculação do efluente tratado, objetivando o controle da espessura do biofilme e a melhoria de eficiência do sistema, não sendo uma prática comum para os de baixa taxa. O efluente produzido nos FBP é parcialmente nitrificado e apesar da maior carga hidráulica aplicada o desenvolvimento de moscas ainda pode ocorrer (Gonçalves et al., 2001).

Os filtros de alta taxa são submetidos a cargas bastante superiores às aplicadas em filtros de baixa taxa e de taxa intermediária. Segundo Metcalf e Eddy (2003) por consequência da maior carga de DBO por unidade de volume de leito, os FBP de alta taxa apresentam menor requisito de área, propiciando redução na eficiência de remoção da matéria orgânica, e a não estabilização do lodo no filtro. Santos (2005) complementa que nessa modalidade é usualmente utilizado o meio suporte plástico, em função das características físicas potenciais que o material apresenta em relação aos princípios de funcionamento do processo. Não obstante, meios em pedra podem também ser utilizados, porém submetidos a taxas inferiores que aquelas aplicadas nos meios plásticos.

A alimentação do FBP de alta taxa é contínua e a recirculação é praticada regularmente, quando se usa esgoto decantado. As elevadas taxas de aplicação hidráulicas limitam constantemente a espessura do biofilme. Em decorrência das elevadas taxas de aplicação, a remoção de DBO neste processo é inferior e os sólidos produzidos sedimentam com maior dificuldade no clarificador. Não se desenvolvem moscas e a nitrificação é parcial com as taxas de aplicação menores (Gonçalves et al., 2001).

A Norma Brasileira 12209:2011 - *Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*, dispõe de recomendações e critérios que em sua maioria seguem o que aqui foi exposto com base na literatura técnica (ABNT, 2011). Como pontos adicionais a serem comentados, destacam-se devidos cuidados para utilização da recirculação; métodos para garantir a circulação do ar através do meio suporte do FBP; apontamentos referentes ao sistema de

drenagem do efluente percolado; e detalhamento e indicações para o dimensionamento de decantadores secundários.

2.1.4. Biofilme

O biofilme é composto por cerca de 90% de água e substâncias poliméricas extracelulares representam aproximadamente 50 a 85% da alíquota de massa e a concentração de células na matriz situa-se entre 10^7 e 10^9 células.cm⁻² (Melo, 2003).

O crescimento do biofilme na superfície do meio suporte segue três processos básicos: adsorção, adesão e aderência (estabilização da adesão celular). A massa biológica agregada ao meio suporte retém a matéria orgânica contida no esgoto, por meio do fenômeno de adsorção. Consolidada a adesão, os microrganismos se reproduzem e produzem substâncias poliméricas extracelulares (frequentemente compostas por polissacarídeos e glicoproteínas), formando uma matriz gelatinosa heterogênea denominada biofilme (Lessard e Le Bihan, 2003; Jordão e Pessoa, 2014).

Com o crescimento da biomassa aderida, Fleck (2003) aponta que o oxigênio difundido no filme é consumido antes de ingressar na região próxima à interface com o meio suporte, podendo aí gerar uma zona anaeróbia ou anóxica. A matéria orgânica adsorvida é integralmente metabolizada nas camadas superiores do filme, originando o estabelecimento de um processo endógeno na região mais interior do filme, devido à ausência de fonte carbonácea. Esse processo culminará na perda da capacidade adesiva da biomassa, e conseqüentemente o desprendimento do biofilme. Após o desprendimento, a continuidade da passagem de afluente pelo leito dará condições para o crescimento de um novo filme.

O processo metabólico de conversão da matéria orgânica ocorre no interior do biofilme e o transporte se realiza por meio de processo de difusão, inicialmente na interface líquido/biofilme e, em seguida, no próprio biofilme. Os subprodutos provenientes das reações de oxirredução são transportados no sentido inverso, da camada mais interna (anaeróbia) para a camada mais externa (aeróbia) do biofilme (Jordão e Pessoa, 2014). Na Figura 2.3 são ilustrados os mecanismos e processos envolvidos na formação, transporte e degradação da matéria orgânica no biofilme.

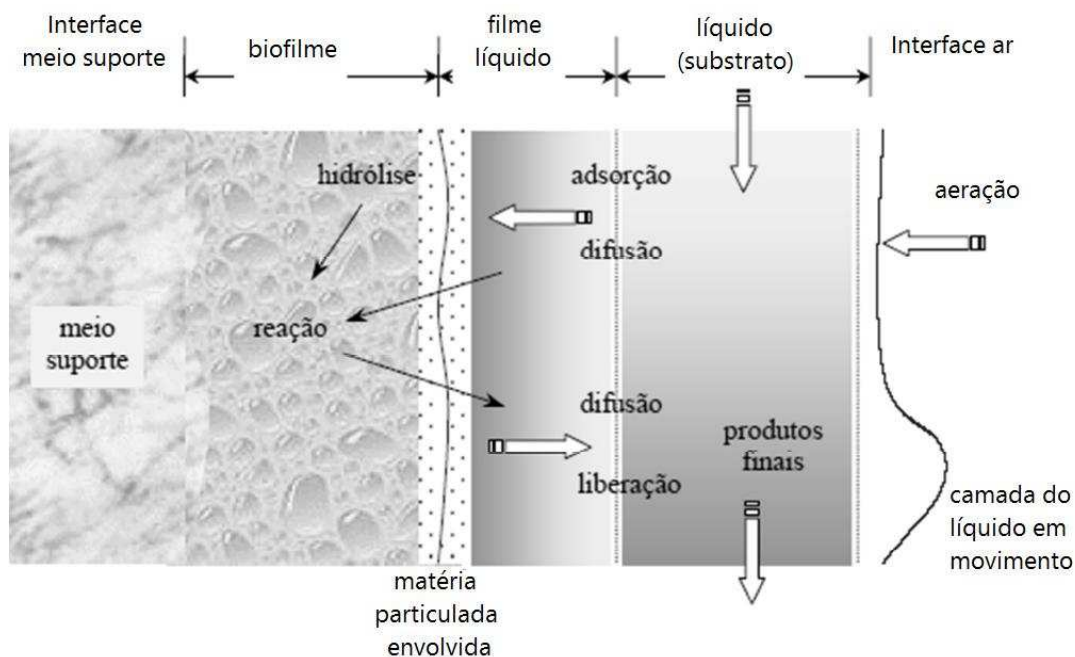


Figura 2.3. Fenômenos envolvidos na formação, transporte e degradação da matéria orgânica no biofilme

Fonte: Nascimento (2001)

Os mecanismos de fixação e estabelecimento do biofilme de acordo com Jordão e Pessoa (2014) dependem fortemente da comunidade microbiana, das atividades metabólicas e do tipo de superfície disponível para o desenvolvimento da colonização. Wijeyekoon et al. (2004) apontam ainda que há fatores físicos, químicos e biológicos que comprometem a composição das matrizes biológicas como comportamento hidrodinâmico no meio, escoamento, fisiologia das células e concentração e tipo de substrato.

2.1.5. Meio Suporte

O meio suporte, dentro do contexto da tecnologia de biomassa aderida, como os FBPs, exerce importância fundamental no desempenho do sistema. As superfícies de contato usualmente irregulares, porosas ou providas de interstícios agem como meios potenciais para o desenvolvimento inicial do biofilme. Ademais, uma maior área superficial de aderência parece estimular a produção de exopolímeros,

desencadeando um aumento da excreção de polissacarídeos por parte dos microrganismos. O meio suporte pode ainda agir como uma barreira física, evitando que os sólidos em suspensão sejam prontamente carregados para fora do filtro. Tal fato pode acarretar na melhora de processos como a desnitrificação associada à respiração endógena como fonte de carbono (Tandukar et al., 2007).

Gonçalves et al. (2001) elencam características desejáveis aos meios suporte:

- Capacidade de remover elevadas cargas de DBO por unidade de volume;
- Capacidade de operar a altas taxas de aplicação hidráulica;
- Possuir estrutura que evite obstruções no crescimento do biofilme e garanta aeração do meio;
- Possuir resistência estrutural suficiente para suportar o seu próprio peso e o peso da biomassa;
- Ser leve, visando a redução no custo das obras civis;
- Ser biologicamente inerte; e
- Apresentar o menor custo por unidade de matéria orgânica removida.

Dentre os meios suportes comumente empregados em FBP's destaca-se a pedra britada, escória de alto-forno, anéis plásticos randômicos e blocos *cross-flow* (verticais, 45° e 60°) e mais recentemente o sistema *Down-flow Hanging Sponge* (DHS). As principais características dos meios suporte empregados em FBP's podem ser vistos na Tabela 2.4.

Tabela 2.4. Caracterização dos principais meios suportes empregados em FBPs.

Meio Suporte	Dimensões	Peso específico	Superfície específica	Índice de vazios	Referência adaptada de:
	cm	kg m ⁻³	m ² m ⁻³	%	
Pedra britada	Diâmetro: 2,5 - 7,6	1440	62	46	WEF ,1992
Pedra britada	Diâmetro: 10 - 13	800 - 1000	45	60	Metcalf e Eddy, 2003
Plástico	Altura e largura: 61 Comprimento: 122	30 - 80	90	>95	Metcalf e Eddy, 2003
Plástico	Altura e largura: 61 Comprimento: 122	65 - 95	140	>94	Metcalf e Eddy, 2003
Anéis plásticos randômicos (PVC)	Diâmetro: 2 - 15	--	80	95	Santos, 2005
Bloco vertical-flow	Altura e largura: 30 - 60 Comprimento: 130 - 320	30	88	97	Harrison e Daigger ,1987
Bloco cross-flow (45°)	Altura e largura: 30 – 60 Comprimento: 130 - 320	30	98	95	Harrison e Daigger ,1987
Bloco cross-flow (60°)	Altura: e largura 30 - 60 Comprimento: 130 - 320	30	98	95	Harrison e Daigger ,1987
DHS (tipo cubo)	Altura: 2,7 Diâmetro: 2,2	30	256	90	Mahmoud et al., 2011

Os leitos de pedras, constituídos de rocha britada ou escória de alto forno, foram os primeiros substratos a serem empregados em FBPs. Sua popularização e uso foram principalmente devido ao custo reduzido e fácil obtenção. Segundo Rodriguez (2006), por se tratar de um meio suporte grosseiro a dispersão do meio líquido ocorre a pequenas profundidades, provocando o umedecimento completo da superfície disponível e a configuração do suporte tende a retardar a passagem do líquido através do filtro. Dessa maneira, menores cargas hidráulicas podem ser aplicadas. Dentre as desvantagens, principalmente com elevadas cargas orgânicas, Gonçalves et al. (2001) afirmam que pode ocorrer o entupimento dos espaços vazios, decorrente do crescimento excessivo do biofilme, levando a inundações e falhas do sistema. Almeida (2012) salienta que em locais onde os padrões de emissão são mais flexíveis, a utilização de leitos de pedra pode ainda ser uma possibilidade em função de seu custo.

A necessidade de redução de área requerida para o sistema, remoção de compostos nitrogenados e melhoria na qualidade do efluente final devido às restrições nos padrões de emissão, impulsionaram a procura e desenvolvimento por novos materiais para compor os meios suportes do FBPs, surgindo nesse contexto, os meios sintéticos.

Esses materiais incluem os materiais plásticos, tablados de ripas, anéis randômicos, blocos corrugados (*cross-flow*), dentre outros. As vantagens estão associadas à maior área superficial específica, permitindo maior quantidade de biomassa aderida por unidade de volume de meio suporte; menor peso específico, possibilitando que os filtros sejam muito mais altos, sem causarem problemas estruturais (Gonçalves et al., 2001); e elevado índice de vazios, que facilita o fluxo de ar dentro do reator (WEF, 1992).

Devido configuração dos blocos corrugados (*cross-flow*), a dispersão é pequena e o escoamento por meio dele é rápido, demandando cargas hidráulicas mais elevadas e maiores profundidades, de modo a permitir umedecimento uniforme da superfície (Oleszkewicz, 1980). Ademais, Metcalf e Eddy (2003) afirmam que em condições de pequena COV ($< 1,0 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ de DBO) os meios preenchidos com leitos de pedras podem se equiparar aos meios sintéticos no desempenho na remoção de matéria orgânica.

Mais recentemente, o destaque no pós-tratamento aeróbio, advém do sistema de espumas de poliuretano, o DHS (*Down-flow Hanging Sponge*) (Okubo et al., 2015). Ao contrário dos meios usuais como pedra ou os meios plásticos utilizados em FPB, o DHS provê um espaço tridimensional em que a biomassa pode se desenvolver, ficando retida no interior do filtro, resultando em concentrações muito mais elevadas de biofilme (Onodera et al., 2014) e assim, o aumento do tempo de retenção hidráulica (TRH) nos filtros.

Levando-se em conta as características desejáveis aos meios suportes, em conformidade com a demanda por sistemas adequados à realidade do país, visando à inovação e desenvolvimento de tecnologias simplificadas e sustentáveis, o uso da argila expandida é uma alternativa promissora como meio suporte para os FBPs. Entre as vantagens pode-se citar elevada superfície específica, excelentes propriedades mecânicas (Tabase et al., 2013); leveza; ser quimicamente inerte (Barbosa, 2006); tamanho médio de partícula bem definido; não é sujeitos a degradação ao longo do tempo (Andreasen et al., 2013); custo não elevado; e facilidade de aquisição. Quanto às características físicas, a granulometria fica entre 22 a 32 mm (equivalente a brita número 2), densidade aparente de $450 \pm 10 \text{ kg m}^{-3}$, índice de vazios de $0,870 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ e macroporosidade de $0,465 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (Ramos, 2011).

A argila tem sido estudada como meio suporte nos processos biológicos aeróbios, sobretudo em biofiltros aerados (Barbosa, 2006; Nielsen et al., 2009; Feilberg et al., 2010; Andreasen et al., 2013) em que seu uso está comumente relacionado com a remoção de odor e compostos voláteis sulfurados presentes em águas residuárias da suinocultura (Feilberg et al., 2010; Liu et al., 2014).

A argila também é empregada como meio suporte também nos sistemas de alagado alagados (SACs) construídos (Kvarnstrom et al., 2004; Amado et al., 2012; Dordio e Carvalho, 2013). Nesses sistemas é considerada como alternativa para minimizar o problema de colmatação e aumentar a capacidade de tratamento, uma vez que a elevada porosidade e grande área de superfície específica possibilita uma melhor adesão do biofilme, além da capacidade de sorção de fósforo (Vohla et al., 2009).

2.2. Inserção do Capim-Vetiver no FBP

2.2.1. Sistemas Alagados Construídos (SACs)

2.2.1.1. Aspectos gerais e princípio de funcionamento

Os sistemas alagados construídos (SACs), também chamados de *wetlands*, se referem a sistemas de tratamento de águas residuárias que podem utilizar espécies vegetais em meio suporte como areia, cascalhos, brita ou outro material inerte, onde ocorre proliferação do biofilme, que agregam populações variadas de microrganismos os quais, por meio de processos biológicos e químicos são responsáveis pelo tratamento da água residuária (Sousa et al., 2003).

Nesses sistemas, Matos (2010) explana que o esgoto flui por meio do meio suporte sendo purificado no contato com a superfície do material constituinte do substrato, rizomas, raízes e microrganismos degradadores de material orgânico e transformadores de formas químicas.

Nos SACs, os principais processos físicos atuantes são: os mecanismos de filtração, de sedimentação, de adsorção por força de atração interparticular (força de van der Waals). Nos processos químicos têm-se: a precipitação ou co-precipitação de compostos insolúveis; a adsorção química no substrato ou em superfícies vegetais; a decomposição por processos de radiação UV para a eliminação de vírus e bactérias; e a oxidação e redução de metais. Nos processos biológicos têm-se: o metabolismo bacteriano - responsável pela remoção de sólidos coloidais e substâncias orgânicas solúveis por bactérias livres ou aderidas às plantas e ao solo ou meio suporte, a nitrificação e a desnitrificação; o metabolismo vegetal - assimilação e metabolismo de substâncias orgânicas pelas plantas e excreção radicular de toxinas e compostos orgânicos; e a absorção radicular - assimilação de nutrientes (Dias et al., 2000).

2.2.1.2. Classificação e critério de projeto

De forma geral os SACs são classificados quanto à direção que ocorre o escoamento, podendo ser vertical ou horizontal. Os de escoamento horizontal podem ainda ser subdivididos em superficial ou subsuperficial.

Os sistemas de alagados construídos de escoamento vertical são os mais empregados na promoção da etapa de oxidação biológica do nitrogênio - a nitrificação, devido, principalmente, à incorporação de oxigênio via convecção e difusão atmosférica e ao transporte pelas macrófitas no solo reconstituído e rizosfera (Platzer, 1999; Brix, 1997). Nos SACs do tipo vertical, consideram-se duas direções de escoamento: descendente (a mais frequente) e ascendente. Nos sistemas de escoamento vertical descendente, a distribuição do esgoto é feita na superfície dos leitos e o deslocamento do líquido acontece por percolação. Nos sistemas de escoamento vertical ascendente, o movimento do líquido ocorre por contra percolação (Salati, 2000).

Os sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial são canais com algum tipo de barreira subsuperficial, geralmente o próprio solo, que fornece condições de desenvolvimento para as plantas, sendo que a água flui a uma pequena profundidade (0,1 a 0,3 m). Cooper (1998) aponta capacidade de remoção de SST e bactérias devido à habilidade de filtração, remoção de DBO superior à capacidade de transferência de oxigênio realizada pelas plantas ou pela troca de gases na interface ar/água, e boa capacidade de desnitrificação. Possui como desvantagem a limitada capacidade de transferência de oxigênio que prejudica a realização do processo de nitrificação nestes leitos.

Os sistemas de alagados construídos de escoamento horizontal superficial são utilizados para solos com menor permeabilidade (solos argilosos) e terrenos com declividade reduzida e o líquido percola sob a camada superficial do solo. A quantidade de matéria orgânica e de sólidos suspensos removida é muito elevada, devido à eficiência hidráulica (menor velocidade de escoamento e elevado tempo de residência hidráulico) e boas condições de sedimentação (Ran et al., 2004).

As principais variáveis para dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias em SACs segundo Matos et al. (2010) são as geometrias do tanque

(altura, largura e comprimento), a taxa de carregamento orgânico (Metcalf e Eddy, 1991) a taxa de aplicação hidráulica (Suliman et al, 2004) e o tempo de retenção hidráulica (TRH), sendo este último o de maior interesse para a presente pesquisa, visto que é um critério utilizado tanto para SAC quanto para FBP.

O tempo de retenção hidráulica (TRH) refere-se ao tempo médio que um elemento de volume permanece em uma unidade de tratamento. Pode ser definido como a relação do volume que o meio suporte ocupa e a vazão aplicada no filtro (Equação 3).

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (3)$$

Em que:

TRH: Tempo de retenção hidráulica (d);

V: Volume útil da unidade (m³);

Q: Vazão média afluyente (m³ d⁻¹).

2.2.1.3. Vegetação

A utilização de espécies vegetais no tratamento de água residuária representa uma tecnologia bem difundida, de reduzidos custos energéticos e estética favorável que está se revelando como alternativa aos sistemas convencionais. O tratamento do esgoto ocorre em razão da associação substrato com as plantas. As raízes das plantas se fixam no meio suporte e retiram os elementos essenciais ao seu desenvolvimento, oxigenam e criam ambiente biológico e químico favorável para o desenvolvimento dos microrganismos que degradam a matéria orgânica e excretam substâncias bactericidas, eliminando parte dos coliformes fecais (Hussar, 2001).

Dentre as funções que as espécies vegetais promovem para remoção de poluentes no SACs, Brasil (2005) destaca:

- Facilita a transferência de gases: facilita a entrada de oxigênio e a saída de CH₄, CO₂, N₂O e H₂S do sistema (Tanner, 2001). Todavia, a quantidade de oxigênio transferido (em torno de 3,0 g m⁻² d⁻¹ de O₂), equivalente a

30 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, é considerada pequena em comparação com a quantidade de material orgânico que, geralmente, é aportado nesses sistemas;

- Estabiliza a superfície do leito: o denso sistema radicular das macrófitas emergentes no substrato protege o sistema do processo erosivo, impedindo a formação de canais de escoamento preferencial na superfície do SAC (Brix, 1997);
- Absorvem nutrientes e metais: no período de crescimento, as plantas podem absorver macro nutrientes (N e P) e micronutrientes (incluindo metais), sendo que, no início da senescência, a maior parte dos nutrientes é direcionada para as raízes e rizomas. A estimativa anual de absorção de nitrogênio e fósforo por macrófitas emergentes varia de 12 a 120 g m⁻².ano⁻¹ e 1,8 a 18 g m⁻² ano⁻¹, respectivamente (Reddy e Debusk, 1985). A remoção de nitrogênio derivada da biomassa aérea varia de 7,4 a 18,9 g m⁻².ano⁻¹ (Mander et al., 2004) e a de fósforo varia de 0,2 a 10,5 g m⁻² ano⁻¹ dependendo a espécie. (Vymazal, 2004).
- Supre carbono biodegradável para o processo de desnitrificação: a decomposição de plantas e raízes podem servir como fonte de carbono orgânico biodegradável para microrganismos desnitrificantes e, assim, incrementar a remoção de nitrato no SAC (Brix, 1997); e
- Proporciona habitat para vida selvagem e agradável aspecto estético.

Tanner (1996) afirma que é necessário que a espécie utilizada possua determinadas características para contribuir positivamente para o desempenho dos SACs, entre elas: rápido estabelecimento e taxa de crescimento; elevada capacidade de assimilação de nutrientes; grande capacidade de estocar nutrientes na biomassa; tolerância às características físicas e químicas da água residuária e tolerâncias às condições climáticas locais.

Segundo USEPA (2000) e Lautenschlager (2001), nem toda espécie vegetal apresenta características apropriadas para cultivo em SACs, pois elas devem tolerar a combinação de inundação contínua e exposição a elevadas cargas orgânicas e outros contaminantes para não deixar de cumprir a função que foi planejada para ela.

2.2.2. Capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*)

O capim-vetiver é uma planta herbácea, perene, cespitosa (em moita) que chega a atingir cerca de dois metros de altura e com raízes que podem penetrar até quatro metros de profundidade. Propaga-se principalmente de forma vegetativa (assexuada) já que a maior parte das variantes cultivadas produz pequenas quantidades de sementes ou, simplesmente, não a produzem. Como a planta não cria estolhos, não é uma planta invasiva e o seu cultivo torna-se controlável (Silva, 2012). É também conhecida como capim-de-cheiro, grama-cheirosa, grama-das-índias, falso-pachuli (ou, simplesmente, pachuli) e raiz-de-cheiro (Veldkamp, 1999).

As características físicas e morfológicas do capim-vetiver tornam-no como interessante alternativa utilização no tratamento de efluentes. Entre as características podem ser citadas: (adaptado de Truong e Hart, 2001; Truong, 2008; Bedewi, 2010).

- Possui maciço sistema de raízes, de crescimento rápido, e seu sistema radicular é capaz de alcançar 4 m;
- Suas profundas raízes provêm grande tolerância à seca, garantindo excelente infiltração e drenagem do solo;
- As raízes do vetiver são muito finas, com diâmetro médio de 0,5 a 1 mm. Isso proporciona um grande volume de rizosfera para o crescimento e multiplicação de bactérias e fungos, as quais são necessárias para absorver contaminantes e favorecer processos como a nitrificação;
- Tolerante ao Al, Mn e metais pesados, tais como o As, Cd, Cr, Ni, Pb, Hg, Se e Zn do solo e da água;
- Eficiente na absorção de N e P dissolvido na água residuária ou solo;
- Tolerante em ambientes de elevada acidez, alcalinidade, sodicidade e magnésio;
- Se adapta bem em condições de hidroponia;

Autores como Zheng et al. (1997), Truong and Hart (2001), Xia et al. (2002), Vietmeyer (2002), Bedewi (2010) e Silva (2012) demonstraram a eficiência do capim-vetiver na remoção de diferentes nutrientes de águas residuárias, além da

capacidade de sua adaptação e sobrevivência em ambientes extremos, corroborando a utilização da espécie como alternativa para o tratamento de águas residuárias.

2.2.3. FBP x SAC

Os sistemas comumente utilizados com espécies vegetais no tratamento de águas residuárias são os SACs. Porém, no presente trabalho, apesar do uso de vegetação agregado ao sistema de tratamento, considera-se que não se trata de um sistema de alagado construído e sim um filtro biológico percolador com a inserção de espécie vegetal, consistindo numa nova abordagem para o tratamento de esgotos.

Visando maior elucidação dessa questão, foi apresentada uma detalhada caracterização sobre FBPs (Item 2.1) e posteriormente, uma breve revisão sobre SACs (Item 2.2.1) com seus respectivos critérios de projeto. Já no presente tópico, são realizados apontamentos entre as diferenças de configurações e critérios entre os sistemas (FBP e SAC) mostrando suas diferenças a fim do melhor entendimento sobre o sistema de FBP com inserção de vegetação.

Os parâmetros de dimensionamento utilizados no trabalho foram baseados em Jordão e Pessoa (2014) para filtros biológicos percoladores de baixa taxa, utilizando como principal critério o carregamento orgânico volumétrico (COV). Ademais, a configuração física e geométrica do FBP não condiz com as propostas de SACs. As seguintes características que diferenciam o sistema de FBP vegetado e de um SAC vertical podem ser observadas:

- Os SACs verticais são caracterizados pelo escoamento vertical intermitente (Santos, 2009). Boutin e Liénard (2004) citados por Silva (2007) complementam que a nitrificação é obtida mantendo-se o reator em condições aeróbias por meio da intermitência na aplicação das cargas e pelo período de repouso. Isso por que, a alternância entre as fases de alimentação e descanso é fundamental no controle do crescimento da biomassa no material filtrante (meio suporte e raízes). A intermitência apesar de ser passível de ser utilizada em FBP não é muito aplicada, na qual se prioriza o escoamento contínuo.
- Os SACs de escoamento vertical são módulos escavados no terreno, em que nível de água fica abaixo do meio suporte, impossibilitando seu contato com

animais e pessoas (Santos, 2009). A aplicação nos SACs é realizada de maneira que o nível d'água fique abaixo do meio suporte, diferentemente do FBP, na qual é realizada pelo topo, além do sistema FBP não ser escavado.

- Entre os parâmetros de dimensionamento, o TRH pode ser empregado para apontar as diferenças entre e os sistemas, visto que pode ser calculado para ambos. Harrington e McInnes (2009) afirmam que os SACs são dimensionados adequando-se ao tempo de retenção hidráulica determinado, sendo considerado por Matos et al. (2010) uma das principais variáveis para dimensionamento de SACs. Por não ser um parâmetro usual para dimensionamento de FBP, não há faixa de TRH sugerido para sua utilização. Porém, de acordo com a literatura consultada (Tabela 2.2) verifica-se que os TRHs nesses estudos variaram de 1,1 a 8,9 horas, valores bem abaixo dos comumente encontrados para SACs, em que Metcalf e Eddy (1991) sugeriram tempos de residência hidráulica nos SAC de 4 a 15 dias.

REFERÊNCIAS

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários, 2011, 53p.
- Almeida, P. G. S, de. Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós tratamento de efluentes de reatores UASB. Tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Minas Gerais, MG – Brasil. p.204, 2012.
- Amado, L; Albuquerque, A; Espírito Santo, A. Influence of stormwater infiltration on the treatment capacity of a LECA-based horizontal subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**. 39, p.16– 23, 2012.
- Andreasen, R.R; Liu, D; Ravn, S; Feilberg, A; Poulsen, T.G. Air-water mass transfer of sparingly soluble odorous compounds in granular biofilter media. **Chemical Engineering Journal**. 220. p.431–440, 2013.
- Barbosa, S. A. Avaliação de biofiltro aerado submerso no pós-tratamento de efluente de tanque séptico. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná – UFPR, Curitiba, PR – Brasil. p. 1 – 207, 2006.
- Bedewi, H. The potential of vetiver grass for wastewater treatment. M. Dissertação de Mestrado. Haramaya University, Ethiopia. p. 1- 62, 2010.
- Brasil, M. S. Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG – Brasil, p.160, 2005a.
- Brix, H. Do Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**. 35 (5). p. 11-17, 1997.
- Chagas, A. F. Influência da taxa de recirculação de lodo no processo de nitrificação em sistema de FBAS precedido de reator UASB. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo – USP. São Paulo, SP – Brasil. p. 133, 2006.
- Cooper, P. A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems. **Proceedings: 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, CEA/UNESP e IAWQ, Águas de São Pedro/SP, 27 set. a 02 de out. p. 229-242, 1998.
- Dias, V. N; Inácio, M; Pacheco, P; Lopes, J; Correia, P; Soutinho, E. Fito-etars: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. **Anais...** 9º Encontro Nacional de Saneamento Básico, Loures, Portugal, p. 587-607, 2000.

- Dordio, A; Carvalho, A. J. Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. **Science of The Total Environment**. 463-464. p.454-461. 2013.
- Feilberg, A; Lindholst, S; Lyngbye, M; Schäfer, A. Evaluation of biological air filters for livestock ventilation air by membrane inlet mass spectrometry. **Journal of Environmental Quality**. 39 (3), p.1085 -1096, 2010.
- Fleck, E. Sistema integrado por filtro anaeróbico, filtro biológico de baixa taxa e banho contruído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Porto Alegre, RS – Brasil. p. 169, 2003.
- Gonçalves, R. F; Chernicharo, C. A. L; Neto, C. O. A; Sobrinho, P. A; Kato, M. T; Costa, R. H. R; Aisse, M. M; Zaiat, M. C. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. **In**. Chernicharo, C. A. L. (Coordenador). Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte, p. 544, 2001.
- Harrington, J. R; Mcinnes, R. Integrated constructed wetlands (ICW) for livestock wastewater management. **Bioresource Technology**. 100, p. 5498-5505, 2009.
- Harrison, J. R; Daigger, G. T. A comparison of trickling filter media. **Water Pollution Control Federation**. 59, p. 679–685, 1987.
- Hussar, G.J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Dissertação de mestrado – Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, SP – Brasil. 2001.
- Jordão, E. P; Pessoa, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 7. ed. Editora ABES, Rio de Janeiro, RJ, 2014. 1087p.
- Kvarnstrom, M.E; Morel, C.A.L; Krogstad, T. Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems. **Ecological Engineering**, 22, p. 1–15. 2004.
- Lautenschlager, S. R. Modelagem do desempenho de Wetlands Construídas. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, USP. São Paulo, SP – Brasil, 2001.
- Lessard, P; Le Bihan, Y. Fixed film process. **In**: Mara, D.; Horan, N. The handbook of water and wastewater microbiology. Elsevier, p. 317 - 336, 2003.
- Liu, D; Løkke, M. M; Riss, A. L; Mortenses, K; Feilberg, A. Evaluation of clay aggregate biotrickling filters for treatment of gaseous emissions from intensive pig production. **Environmental Management**. 136. p. 1 – 8, 2014.
- Mahmoud, M; Tawfik, A; El-Gohary, F. Use of down-flow hanging sponge (DHS) reactor as a promising post-treatment system for municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**. 168. p. 535 –543, 2011.

- Mander, U; Lõhmus, K.; Kuusemets, V.; Teiter, S.; Nurk, K.; Dynamics of nitrogen and phosphorus budgets in a horizontal subsurface flow constructed wetland. **Proceedings:** 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October, 2004.
- Matos, A. T; Abrahão, S. S; Borges, A. C. Matos, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 15 (1), p. 83 – 92, 2010.
- Medeiros, M. Pós-tratamento de efluente de lagoa facultativa fotossintética em filtros biológicos percoladores visando remoção de nitrogênio amoniacal. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, SP – Brasil. p.132, 2011.
- Melo, L. F. Biofilm formation and its role in fixed film process. **In:** Mara, D.; Horan, N. The handbook of water and wastewater microbiology. Elsevier, p. 819, 2003.
- Metcalf, W; Eddy, P. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse. 3 ed. Editora McGraw-Hill Inc, New York, NY, 1991, 1362p.
- Metcalf, W; Eddy, P. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4ed. Editora McGraw-Hill Inc, New York, NY, 2003, 1820p.
- Nascimento, M. C. P. Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Belo Horizonte, MG – Brasil. p. 168, 2001.
- Naz, I; Saroj, D. P; Muntaz, S; Ali, N; Ahmed, A. Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment. **Environmental Technology**, 36 (4) p. 424 – 434, 2015.
- Nielsen, A. M; Nielsen, L. P; Feilberg, A; Christensen, K. V. A method for estimating mass-transfer coefficients in a biofilter from membrane inlet mass spectrometer data. **Air and Waste Management Association**. 59. p.155 – 162, 2009.
- Okubo, T; Onodera, T; Uemura, S; Yamaguchi, T; Ohashi, A. On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India. **Bioresource Technology**.194. p.156 – 164, 2015
- Oleszkiewicz, J. Biofiltration design based on volumetric loading. **Journal of Water Pollution Control Federation**. 52 (12). p. 2906 - 2911, 1980.
- Onodera, T; Tandukar, M; Sugiyana, D; Uemura, S; Ohashi, A; Harada, H. Development of a sixth-generation down-flow hanging sponge (DHS) reactor

using rigid sponge media for post-treatment of UASB treating municipal sewage. **Bioresource Technology**. 152. p. 93 – 100, 2014.

Platzer, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, 40 (3). p. 257 - 263, 1999.

Ramos, N. F. S. Tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, UFV, Viçosa, MG – Brasil. p. 88, 2011.

Ran, N; Agami, M; Oron, G. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. **Water Research**.38. p. 2241-2248, 2004

Reddy, K. R; DeBusk, W. F. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. **Environmental Quality**. 14. p. 459 – 462, 1985.

Rodriguez, J. A. V. Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo – USP. São Paulo, SP – Brasil, 2006.

Salati, E. Utilização de sistemas de Wetlands Construídos para Tratamento de Águas. Relatório Técnico para o programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da EESC. Universidade de São Paulo – USP. São Carlos, SP – Brasil. p. 36, 2000.

Santos, A. S. P. Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador com diferentes meios suportes plásticos. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, RJ – Brasil. p.81, 2005.

Santos, R. M. F. Pós-tratamento de esgoto: sistema sequencial de leitos cultivados (constructed wetlands) vertical e horizontal. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Campinas, SP – Brasil. p.156, 2009

Silva, S. C. Wetlands Construídos de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília- UNB. Brasília, DF – Brasil. p. 205, 2007.

Silva, M. S. G. M. Desenvolvimento de um sistema de recirculação com uso de wetlands construídas para efluentes da piscicultura. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. Campinas, SP – Brasil. p.115, 2012.

Sousa, J. T; Van Haandel, A.C; Guimarães, A. V. A. Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. **Water Science and Technology**, 48 (6), p. 295-299, 2003.

- Suliman, F; French, F; Haugen, L. E; Kleve, B; Jenssen, P. The effect of scale on the flow and transport parameters in horizontal subsurface flow constructed wetlands. 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, **Proceeding: IWA/Astee**, 26th of Sept. - 1th of October, CD – ROM, 2004.
- Tabase, R, K; Liu, D; Feilberg, A. Chemisorption of hydrogen sulphide and methanethiol by light expanded clay aggregates (LECA). **Chemosphere**. 93, p. 1345 –1351, 2013.
- Tandukar, M; Ohashi, A; Harada, H. Performance comparison of a pilot scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. **Water Research**, 41. p.2697-2705, 2007.
- Tanner, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems—a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering**, 7, p. 59–83, 1996.
- Tanner, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface flow treatment wetlands. **Water Science and Technology**. 44 (11–12), p. 9–17, 2001.
- Truong, P. Research and development of vetiver grass for treatment of polluted water and contaminated land. **Proceedings: First Indian National Vetiver Workshop**, Cochi, Kerala, India, Feb 2008.
- Truong, P; Hart, B. Vetiver System for Wastewater Treatment. **Technical Bulletin No. 2001/21**. Pacific Rim Vetiver Network. Office of the Royal Development Projects Board, Bangkok, Thailand, 2001.
- U.S. EPA. Wastewater Technology Fact Sheet Trickling Filters. EPA 832-F-00-014. EPA Office of Municipal Pollution Control. Washington, D.C. p. 1-7, 2000.
- Veldkamp, J. F. A revision of *Chrysopogon* Trin. including *Vetiveria* Bory (Poaceae) in Thailand and Malesia with notes on some other species from Africa and Australia. **Austrobaileya**, 5, p. 503 – 533, 1999
- Vietmeyer, N. Beyond the Vetiver hedge. Organizing Vetiver's next steps to global acceptance. **In: Maffei A, ed. Vetiveria – The genus Vetiveria**. London: Taylor and Francis. p.176-186, 2002.
- Vohla, C; Koiv, M; Bavor, J. H; Chazarenc, F; Mander, U. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment Wetlands - A review. **Ecological Engineering**. 37, p. 70–89, 2009.
- von Sperling, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed. Editora Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), Belo Horizonte, MG, 2005, 452p.

- Vymazal, J. Removal of phosphorus via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment. **Proceedings:** 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of sept – 1st pf October, 2004.
- WEF, Water Environment Federation. Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. **Manual of Practice.** 8 (1), p. 33 a 179, 1992.
- Wijeyekoon, S; Mino, T; Satoh, H; Matsou, T. Effects of substrate loading rate on biofilm structure. **Water Research.** 38, p. 2479–2488, 2004.
- Xia, H. P; Liu, S. Z; Ao, H. X. Study on purification and uptake of vetiver grass to garbage leachate. **Proceedings:** Second International Conference on Vetiver. Office of the Royal Development Projects Board, Bangkok. p. 393-403, 2002.
- Zheng, C. R; Tu, C; Chen, H. M. Preliminary study on purification of eutrophic water with vetiver. **Proceedings:** International Vetiver Workshop, Fuzhou, China, 1997.

CAPÍTULO 3: ARTIGO TÉCNICO-CIENTÍFICO

3.1. INTRODUÇÃO

A escolha apropriada para o tratamento de esgoto pode ser tarefa difícil em países em desenvolvimento devido a recursos limitados (Onodera et al., 2014). Somando-se o fato da necessidade de atendimento a padrões de emissão progressivamente mais restritivos, processos de tratamento alternativos ou adicionais aos já utilizados se fazem necessários (Stafford et al., 2014).

Os processos de crescimento de biomassa aderida para tratamento de águas residuárias foram aprimorados expressivamente nos últimos anos. Sua aplicação pode ser estendida para tratamento de esgotos em locais remotos e em países em desenvolvimento com o propósito de remoção de matéria orgânica (geralmente medida como DBO) e descontaminação de patógenos (Naz et al., 2015).

Entre esses processos destacam-se os filtros biológicos percoladores (FBPs), que consistem em sistemas aeróbios não submersos que utilizam princípio da oxidação bioquímica para a remoção da matéria orgânica, conversão de compostos nitrogenados e outros elementos constituintes das águas residuárias.

São sistemas caracterizados pelo custo reduzido para remoção de compostos orgânicos e inorgânicos (Kornaros e Lyberatos, 2006), operação simplificada (Zeng et al., 2013) e menor consumo de energia frente aos processos de lodos ativados convencionais (Mahmoud et al. 2010).

Autores como Santos (2005); Rodriguez (2006); Mahmoud et al. (2011); Pontes e Chernicharo (2011); Almeida et al. (2013); Kishimoto et al. (2014) e Naz et al. (2015) têm auxiliado na disseminação da tecnologia, demonstrando a potencialidade no uso de filtros biológicos percoladores como alternativa para o tratamento de águas residuárias.

A seleção do meio suporte é um dos fatores de maior importância no desempenho de um FBP (Lekang e Kleppe, 2000). A justificativa segundo Harrison e Daigger (1987), é que o crescimento do biofilme, o entupimento do leito filtrante, a

transferência de ar, entre outros fatores são influenciados fortemente pelo tipo de meio suporte utilizado. Fatores como o índice de vazios, área superficial específica, peso e acessibilidade no preço devem ser levados em conta para a escolha adequada do meio suporte.

Dessa maneira, a argila expandida desponta como alternativa de preenchimento nos FBPs. Elevada superfície específica, resistência mecânicas, leveza, tamanho de partícula bem definida, pouca degradação ao longo do tempo, custo relativamente inferior e facilidade de aquisição são características presentes nesse material (Andreasen et al., 2013; Tabase et al., 2013). Em relação à sua aplicação como meio suporte em processos aeróbios de biomassa aderida, destaca-se seu uso em biofiltros aerados (Barbosa, 2006; Nielsen et al., 2009 Feilberg et al., 2010; Andreasen et al., 2013) e sistemas de alagados construídos (Kvarnstrom et al., 2004; Amado et al., 2012; Dordio e Carvalho, 2013).

Na busca por estruturas de saneamento mais sustentáveis do ponto de vista da eficiência, e ao mesmo tempo de menor custo, a utilização de espécies vegetais no tratamento de esgoto revela-se como alternativa aos sistemas convencionais (Philippi Junior e Sezerino, 2004).

Os benefícios do uso de plantas nos sistemas de alagados construídos (SACs) já são bem difundidos. As raízes das plantas se fixam no meio suporte absorvendo nutrientes, ao mesmo tempo em que mantêm a permeabilidade do meio suporte através de seu sistema radicular (IEA, 2004) e auxiliam na filtração e adsorção de constituintes das águas residuárias. Ainda, transferem oxigênio para a coluna de água por meio das raízes e rizomas, criando um ambiente biológico e químico favorável para o desenvolvimento dos microrganismos que degradam a matéria orgânica e excretam substâncias bactericidas, eliminando parte dos patógenos (Hussar, 2001).

O capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) é uma planta herbácea, que chega a atingir cerca de dois metros de altura e com raízes que podem penetrar até quatro metros de profundidade, crescendo estas, quase exclusivamente na direção vertical, sentido descendente (Silva, 2012). Essas características tornam a planta particularmente interessante para o presente estudo, visto a configuração vertical que possui os filtros possuem. Ademais, o amplo sistema de raízes provê um grande volume de rizosfera, proporcionando o crescimento e multiplicação de fungos e

bactérias que absorvem contaminantes e favorecem o processo de nitrificação (Bedewi, 2010).

Nesse contexto, almejando ampliar os aspectos funcionais do FBP e sabendo das vantagens associadas à utilização de espécies vegetais no tratamento de esgotos, deseja-se verificar se tais benefícios podem ser constatados também quando incorporado ao sistema FBPs, quando mantidos a concepção, configuração e parâmetros de projeto típicos dos filtros biológicos percoladores.

No estudo proposto objetivou-se avaliar o desempenho de filtros biológicos percoladores com a inserção do capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) nos meios suportes brita e argila expandida, aplicados ao pós-tratamento de efluente de decantador primário tratando esgotos sanitários.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo e considerações iniciais

A pesquisa foi desenvolvida na Área Experimental de Tratamento de Resíduos, pertencente ao Departamento de Engenharia Agrícola, da Universidade Federal de Viçosa – DEA/UFV, Viçosa, Minas Gerais. As coordenadas geográficas do local correspondem à latitude 20°45'14" S e longitude 42°52'53" W, com altitude média de 684 m.

A operação do sistema procedeu-se durante os meses de março, abril e maio de 2015. Apesar do mesmo encontrar-se instalado, o primeiro mês serviu para realizar adaptações para os propósitos do estudo. As atividades nesse período consistiram em: partida do sistema; adequação de tubulações; confecção e instalação do reservatório de distribuição para atendimento às vazões desejadas; desenvolvimento do dispositivo para a distribuição do esgoto sobre a superfície do meio suporte; análises físico-químicas do esgoto do decantador primário e poda do capim-vetiver.

Após período de adaptação, considerou-se finalizada a partida dos filtros, dando início à operação da unidade de pós-tratamento, ocorrendo durante os meses de abril e maio de 2015.

3.2.2. Descrição da unidade experimental

O esgoto sanitário bruto proveniente do condomínio residencial “Bosque Acamari” e adjacências, situado na cidade de Viçosa – MG era recalcado por meio de uma estação elevatória de esgoto, onde ocorria parte do tratamento preliminar, antes de ser conduzido para o decantador primário.

A unidade experimental compreendia a estação elevatória, o decantador primário e quatro FBPs operando em paralelo, seguidos de quatro decantadores secundários (não sendo alvo desta pesquisa), para o pós-tratamento do esgoto sanitário. Na Figura 3.1 pode ser visto o fluxograma da unidade experimental

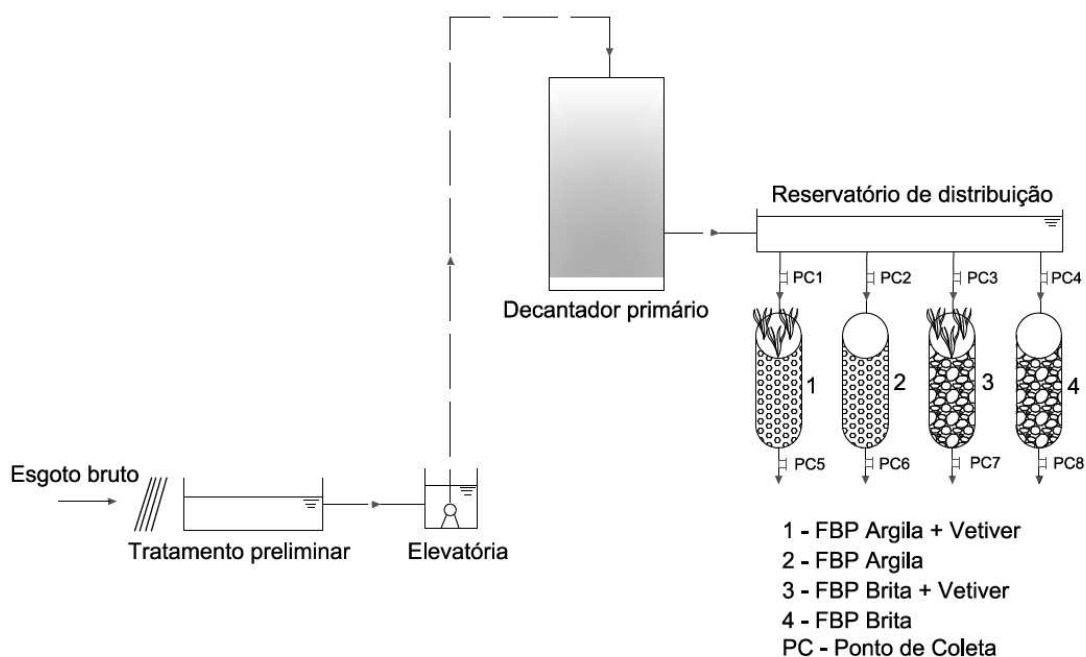


Figura 3.1. Fluxograma da unidade experimental

3.2.2.1. Decantador primário

O decantador primário foi confeccionado utilizando como estrutura um tanque de polietileno de alta densidade (PEAD), em formato cilíndrico de 2,38 m de diâmetro e altura de 2,43 m, com capacidade total de 10 m³.

O esgoto sanitário era bombeado uma vez ao dia, por meio da estação elevatória até o decantador. Na sequência, por gravidade, o esgoto era conduzido para um pequeno reservatório, confeccionado em PEAD, com volume de 0,219 m³, que possuía uma boia para manter o nível de água residuária constante no seu interior. Este possuía quatro saídas para que o esgoto fosse encaminhado, por gravidade, para cada um dos FBPs subsequentes. A medida foi adotada a fim de manter a vazão igual e constante para todos os filtros.

3.2.2.2. Filtros biológicos percoladores

Os quatro FBPs são do tipo verticais, com mesmas dimensões, com capacidade de $0,5 \text{ m}^3$, estruturados em tambores metálicos soldados, de 0,60 m de diâmetro por 1,80 m de altura. A adoção desse tipo de geometria tem sido cada vez mais usada como alternativa aos FBP tradicionais, por ocupar menos espaço (Liu et al., 2014). Os FBPs foram preenchidos com material suporte até a altura de 1,70 m, deixando uma borda livre de 0,10 m e um fundo para drenagem de 0,20 m.

No topo dos FBPs foram instalados os distribuidores fixos em forma de cruz, confeccionados em PVC de 50 mm de diâmetro, com a porção superior aberta. Gonçalves et al. (2001) afirmam que o entupimento nesses tipos de distribuidores são frequentes, portanto essa configuração foi adotada visando o não entupimento dos mesmos.

Estas estruturas eram responsáveis por distribuírem o afluente advindo do reservatório de distribuição, que em escoamento descendente passavam pelo filtro, sendo escoado por uma saída lateral no fundo do FBP, para os decantadores secundários. O efluente clarificado foi conduzido para a rede coletora da UFV. Devido a problemas encontrados com o uso dos decantadores secundários, apesar de fazerem parte do sistema experimental, optou-se pela não utilização dos mesmos para realização das análises laboratoriais, utilizando em vez disso, amostras filtradas em laboratório.

Dos quatro FBPs pertencentes ao experimento, dois foram preenchidos com argila expandida e outros dois com brita “número 1”. Ademais, em dois deles (um de cada meio suporte) foram inseridos o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). Dessa maneira, as configurações e denominações dos FBPs que compunham o sistema ficaram da seguinte maneira:

- FBP_{AV} : Meio suporte: Argila expandida, cultivada com vetiver;
- FBP_A : Meio suporte: Argila expandida, sem cultivo;
- FBP_{BV} : Meio suporte: brita, cultivada com vetiver;
- FBP_B : Meio suporte: brita, sem cultivo.

Na Figura 3.2 podem ser observados os quatro filtros utilizados no presente estudo, bem como o tipo de distribuidor utilizado.



Figura 3.2. Filtros biológicos percoladores utilizados na pesquisa

Os dois meios suporte utilizados na pesquisa foram a brita “número 1” e a argila expandida. Na Tabela 3.1 são apresentadas as principais características físicas de cada um dos meios suportes.

Tabela 3.1. Caracterização dos meios suportes utilizados na pesquisa

Meio Suporte	Dimensões	Peso específico	Superfície específica	Índice de vazios
	cm	kg m ⁻³	m ² m ⁻³	%
Brita nº 1	Diâmetro: 0,9 - 1,9	1450	60	50
Argila expandida	Diâmetro: 2,2 - 3,2	450	270	65

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003); Ramos (2011); Liu et al. (2014).

A vegetação plantada nos filtros FBP_{BV} e FBP_{AV} foi o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). A espécie já estava estabelecida nos filtros e sua inserção

ocorreu cerca de um ano antes do presente estudo. Durante esse período até o início do presente estudo não houve acompanhamento. Como forma de controle, antes de iniciar a operação do presente experimento, realizou-se o corte do capim-vetiver a 10 cm do meio suporte.

3.2.3. Condições operacionais

A partir das condições operacionais observadas na revisão de literatura para FBPs, adotou-se a classificação em função do carregamento orgânico volumétrico aplicado ($COV < 0,3 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DBO), (Jordão e Pessoa, 2014). A escolha desse critério foi devido à simplicidade na operação envolvida, não necessidade de recirculação do efluente, boa eficiência de remoção de DBO e possível ocorrência de nitrificação, sendo indicado para ETEs de pequena capacidade. Considerando essa classificação e adotando DBO pós decantador primário igual a 200 mg L^{-1} foi possível determinar os parâmetros de projeto para os quatro filtros. Na Tabela 3.2 resumam-se os parâmetros operacionais de cada FBP.

Tabela 3.2. Condições operacionais dos FBPs

Características operacionais	Valor	Unidade
Vazão afluyente (para cada FBP)	0,75	$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$
Vazão total do sistema	3,0	$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$
Carregamento orgânico volumétrico adotado (COV) (DBO)	0,3	$\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$
Taxa de aplicação hidráulica superficial (TAS)	2,7	$\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
Volume de cada filtro	0,5	m^3
DBO adotada	200	mg L^{-1}

3.2.4. Monitoramento da unidade

No plano de monitoramento da unidade experimental definiram-se os pontos e a frequência de amostragem para avaliação do desempenho do sistema. Na Tabela 3.3 são descritos os detalhes do monitoramento.

Tabela 3.3. Plano de monitoramento da unidade experimental

Ponto de coleta*	Amostra	Local da coleta	Frequência
PC1 PC2 PC3 PC4	Afluente do FBP	Saída do reservatório de distribuição, perfazendo-se uma amostra composta.	2 vezes por semana
PC5 PC6 PC7 PC8	Efluente do FBP	Saída de cada um dos quatro FBPs	2 vezes por semana

* Pontos descritos na figura 3.1

Concomitante a frequência de amostragem, na Tabela 3.4 pode ser observado relação de variáveis físicas e químicas e respectivos métodos ou equipamentos utilizados. Para o nitrogênio medido como nitrato seguiu-se os preceitos de Yang et al. (1998); para as demais variáveis foram adotadas as recomendações preconizadas pelo *Standard Methods for the Examination Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2012).

Tabela 3.4. Relação de variáveis físico-químicas

Variável	Método/Equipamento
DBO	Medidor digital HQ440D
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	Semimicro Kjeldahl
Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)	Semimicro Kjeldahl
Nitrogênio Nitrato (N -NO ₃ ⁻)	Colorimetria
Fósforo Total	Espectrofotometria
Temperatura	Sensor Hach MP-6
Potencial hidrogeniônico (pH)	Sensor Hach MP-6
Oxigênio Dissolvido (OD)	Medidor digital HQ440D
Potencial Redox (Eh)	Sensor Hach MP-6
Condutividade Elétrica (CE)	Sensor Hach MP-6
Turbidez	Turbidímetro
Sólidos Sedimentáveis (SP)	Cone Imhoff

Foram 13 campanhas de amostragem na qual eram aferidas todas as variáveis. Ademais, nas quatro últimas campanhas, foram realizadas também, análises das

amostras filtradas para DBO. Para tal, utilizou-se o microfiltro fibra de vidro GF-1, 47 mm.

3.2.5. Análise estatística

O experimento foi montado segundo um esquema fatorial 2 x 2, perfazendo quatro tratamentos, que consistiam na combinação de meio suporte (argila ou brita) com a vegetação (com cultivo de capim-vetiver e sem cultivo de capim-vetiver) no delineamento em blocos casualizados (DBC). Cada bloco (repetição) referia-se a uma campanha de amostragem, de modo que houvesse a maior uniformidade possível dentro de cada bloco.

Os dados provenientes das análises foram submetidos ao teste “W” Shapiro-Wilk a 5% de significância para verificação da normalidade e ao teste de Bartlett para averiguação da homogeneidade das variâncias (homocedasticidade) entre os tratamentos, requisitos exigidos para a aplicação de testes de comparação das médias. Em caso de violação de algum dos pressupostos, procedeu-se a transformação dos dados originais na análise estatística ou utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-wallis a 5% de significância. Para a estatística paramétrica foram submetidos os testes de análise de variâncias e quando necessário o teste de Tukey a 5% de significância. Para as análises foi utilizado o software ASSISTAT[®] 7.7 beta (Silva e Azevedo, 2009).

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a fase operacional do sistema, a taxa de carregamento orgânico volumétrico (COV) média aplicada nos FBPs foi de $0,35 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DBO (valor superior ao adotado inicialmente, de $0,3 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DBO), a vazão de $0,75 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ e a taxa de aplicação hidráulica superficial (TAS) de $2,7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Na Tabela 3.5 encontram-se as concentrações médias das variáveis de controle, matéria orgânica em termos de DBO, fósforo e série nitrogenada.

Os valores apresentados referem-se somente ao desempenho dos FBPs. Dessa maneira, a denominação de afluente é relativo aos valores pós decantador primário, e efluente, após a passagem pelos FBPs.

Tabela 3.5. Concentrações médias das variáveis de controle, DBO, fósforo e série nitrogenada nos FBPs

Parâmetro	Afluente	FBP _{AV}	FBP _A	FBP _{BV}	FBP _B
Temp. ⁽¹³⁾ (°C)	21,2 ± 1,1	21,0 ± 1,5	21,0 ± 1,2	20,9 ± 1,3	20,8 ± 1,3
pH ⁽¹³⁾	7,3 ± 0,2	7,5 ± 0,2	7,3 ± 0,1	6,9 ± 0,1	6,9 ± 0,1
CE ⁽¹³⁾ (μS cm ⁻¹)	771 ± 58	710 ± 52	776 ± 88	765 ± 65	732 ± 60
Eh ⁽¹³⁾ (mV)	-38 ± 88	25,7 ± 49	-15 ± 63	-10,6 ± 66	18 ± 49
SP ⁽¹³⁾ (mL L ⁻¹)	2,6 ± 2,5	1,5 ± 1,6	0,5 ± 1,0	0,8 ± 1,0	0,2 ± 0,3
Turbidez ⁽¹³⁾ (UNT)	60,2 ± 14	27,9 ± 13	31,4 ± 10	28,5 ± 8	30,4 ± 12
OD ⁽¹¹⁾ (mg L ⁻¹)	0,97 ± 1,6	2,06 ± 0,7	0,3 ± 0,4	0,24 ± 0,4	0,68 ± 0,9
DBO ⁽⁹⁾ (mg L ⁻¹)	234 ± 79	142 ± 52	119 ± 31	104 ± 26	120 ± 32
DBO F. ⁽⁴⁾ (mg L ⁻¹)	--	53 ± 26	43 ± 8	52 ± 15	47 ± 8
Fósforo ⁽¹³⁾ (mg L ⁻¹)	7,94 ± 1,3	6,63 ± 1,2	6,57 ± 1,0	6,42 ± 1,1	5,61 ± 1,0
NTK ⁽¹¹⁾ (mg L ⁻¹)	54,3 ± 5,1	39,5 ± 7,8	43,1 ± 5,2	42,1 ± 6,2	37,7 ± 5,2
NAT ⁽¹¹⁾ (mg L ⁻¹)	40,7 ± 6,8	31,0 ± 6,6	37,9 ± 7,0	37,7 ± 7,0	31,9 ± 5,2
N - NO ₃ ⁻ ⁽¹¹⁾ (mg L ⁻¹)	0,033 ± 0,04	0,352 ± 0,20	0,027 ± 0,06	0,057 ± 0,10	0,104 ± 0,15

*Os valores entre parênteses sobrescritos indicam o número de amostras utilizadas para o cálculo da média e desvio padrão.

DBO F: refere-se às amostras filtradas.

Analisando os valores pós decantador primário (denotado como afluente) nota-se que mesmo passando pelo tratamento preliminar e decantador primário, o esgoto apresenta características de esgoto bruto. Metcalf e Eddy (2003) e Jordão e Pessoa (2014) descrevem valores típicos para esgoto sanitário bruto (médio) para DBO no valor de 220 mg L^{-1} ; nitrogênio total de 40 mg L^{-1} e fósforo total de 8 mg L^{-1} e SST igual a 220 mg L^{-1} . Comparando esses dados com os resultados do afluente do estudo percebe-se a similaridade entre os valores, podendo inferir que o decantador primário utilizado na presente pesquisa foi ineficiente em seu objetivo.

A Norma Brasileira ABNT NBR 12209:2011 - *Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*; preconiza que o FBP deve ser precedido de um decantador primário ou outra unidade que proporcione a remoção de sólidos sedimentáveis (ABNT, 2011). O valor aferido para o parâmetro na presente pesquisa foi de $2,6 \text{ mL L}^{-1}$ para o esgoto pós decantador primário, indicando elevado aporte de sólidos na entrada dos FBP, podendo ter afetado o desempenho dos FBPs.

3.3.1 Desempenho na remoção de DBO

Uma grande variação em termos de DBO bruta nos efluentes dos FBPs foi notada, mesmo com as configurações e condições operacionais iguais para todos os filtros, com médias de 142, 119, 104 e 120 mg L^{-1} para FBP_{AV} , FBP_{A} , FBP_{BV} e FBP_{B} , respectivamente e afluente com 234 mg L^{-1} . As eficiências médias foram de 39, 49, 56 e 49 % para FBP_{AV} , FBP_{A} , FBP_{BV} e FBP_{B} , respectivamente. Os valores, de maneira geral, estão abaixo do preconizado por USEPA (2000) que prevê eficiências de 60 % de remoção, quando aplicado COV entre $0,36 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DBO.

Os motivos que ocasionaram os valores abaixo da média para a DBO bruta podem estar relacionados ao elevado aporte de sólidos de entrada no FBP na qual o sistema não reteve e devido ao desprendimento do biofilme característico desse sistema.

Ainda sobre esses fatores interferentes no desempenho, acredita-se que o uso de distribuidores fixos possam ter acarretado em áreas sem recebimento de esgoto devido a não uniformidade da taxa de aplicação superficial hidráulica (TAS) sobre a

superfície do FBP, impossibilitando o crescimento do biofilme e prejudicando o desempenho do sistema. Almeida (2012) afirma que o aumento da TAS por períodos reduzidos de tempo poderia beneficiar o controle do biofilme e umedecimento do meio suporte, principalmente em situações em que a distribuição do esgoto é do tipo não motorizada (caso do presente estudo).

Para DBO filtrada, as concentrações médias foram de 53, 43, 52 e 47 mg L⁻¹ correspondentes aos filtros FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} e FBP_B. Em relação à eficiência, as médias foram 77, 82, 78 e 80 % para FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} e FBP_B, respectivamente.

Apesar das médias brutas não apresentarem resultados que atendam à legislação, as médias filtradas (consideradas análogas às amostras pós decantador secundário) foram capazes de atender aos padrões de emissão na legislação pertinente na Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG/2008, que prevê DBO máxima de 60 mg L⁻¹ e na CONAMA 430/2011 que prevê remoção mínima de 60% de DBO (Minas Gerais, 2008; Brasil, 2011).

Para a DBO filtrada notam-se valores mais satisfatórios, mostrando que a maior parte da DBO remanescente encontrava-se na forma particulada. Esse material, passível de ser removido nos decantadores secundários, proporcionaria menor nível de sólidos em suspensão no efluente final e conseqüentemente menor concentração de matéria orgânica (como pôde ser observado pelas amostras filtradas de DBO).

Visando verificar a contribuição do meio suporte e da vegetação para a diferenciação encontrada nas concentrações de DBO bruta nos filtros, foi realizada a análise estatística fatorial dos dados, a qual Montgomery (2013) afirma ser o método apropriado para avaliar experimentos com mais de um fator, permitindo avaliar além dos efeitos causados por cada fator, também o efeito causado pela interação entre eles.

Por meio da análise de variância (ANOVA) verificou-se interação significativa entre os fatores (análise estatística completa no APÊNDICE A) e seu desdobramento, que pode ser observado na Tabela 3.6.

Tabela 3.6. Concentrações médias de DBO bruta efluente relativas à interação entre meio suporte e vegetação nos FBPs

Meio Suporte	Vegetação	
	Vetiver	Sem Vetiver
Brita	104 b A	120 a A
Argila	142 a A	119 a B

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical e maiúscula na horizontal não diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

Interações: argila x vetiver = FBP_{AV}; argila x sem vetiver = FBP_A; brita x vetiver = FBP_{BV}; brita x sem vetiver = FBP_B

Comparando as concentrações nota-se que no sistema experimental os filtros FBP_A e FBP_{BV} (associação brita/vetiver) diferiram significativamente, com as menores concentrações de DBO bruta. Para FBP_A, acredita-se que a elevada superfície específica tenha dado melhores condições para o desenvolvimento do biofilme, acarretando em maior degradação da matéria orgânica. Para o FBP_{BV}, a retenção de sólidos proveniente do afluente ou do biofilme e o contato da brita com as raízes do vetiver criaram ambiente propício para remoção de DBO. Acredita-se que o meio suporte serviu como barreira, evitando que uma parcela dos sólidos suspensos fosse encaminhada para fora do FBP.

O mesmo efeito não pôde ser observado para FBP_{AV}. Pérez et al. (2013) afirmam que o uso de meios suporte com diferentes superfície específica e estrutura poderia suscitar mudanças na transferência e difusão de nutrientes para o meio suporte, ocasionando diferente graus de desenvolvimento e desprendimento do biofilme nos FBPs.

Almeida et al. (2011) investigaram o desempenho de quatro meios suporte (escória de alto forno, anéis plásticos randômicos, DHS e aparas de conduíte) com as mesmas condições ($COV = 0,26 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DBO e $TAS = 10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Os autores verificam que o desempenho dos FBPs foi influenciado pelo meio suporte utilizado, na qual a escória de alto-forno e o sistema DHS apresentaram resultados mais expressivos que os meios plásticos (anéis e aparas de conduíte).

Pressupõe-se que para FBP_{AV} possa ter havido a contribuição de matéria orgânica proveniente das raízes que diferentemente de FBP_{BV} não ficaram retidas no

meio suporte. Sabe-se que a argila possui elevado índice de vazios, sendo este fato positivo para proporcionar um maior fluxo de ar dentro do FBP, porém possibilita o maior arraste de sólidos para fora do filtro. Os valores de sólidos sedimentáveis corroboram essa ideia, com média significativa para FBP_{AV} com $1,5 \text{ ml L}^{-1}$ de SP contra 0,5, 0,8 e $0,2 \text{ ml L}^{-1}$ correspondente ao FBP_A , FBP_{BV} e FBP_B .

Apesar de não ter refletido na remoção de DBO bruta, o FBP_{AV} foi o filtro que apresentou os melhores resultados de OD no efluente com média estatisticamente significativa de $2,11 \text{ mg L}^{-1}$, contra 0,66, 0,23 e $0,75 \text{ mg L}^{-1}$ para FBP_A , FBP_{VC} e FBP_B , respectivamente, sendo um parâmetro importante para a oxidação da matéria orgânica e desempenho dos FBPs.

3.3.2. Desempenho na remoção de fósforo

As médias ao longo do período experimental foram de $7,94 \text{ mg L}^{-1}$ para afluente e 6,63, 6,57, 6,42 e $5,61 \text{ mg L}^{-1}$ para FBP_{AV} , FBP_A , FBP_{BV} e FBP_B , respectivamente. Os pequenos valores de remoção são condizentes com Nascimento (2001) que operou um o FBP com COV de 0,3 a $0,7 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DBO e TAS de 3,4 a $6,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com média afluente de 4,9 a $5,3 \text{ mg L}^{-1}$ e obteve efluente com média de $4,7 \text{ mg L}^{-1}$, atribuindo essa remoção à demanda nutricional do biofilme.

Kishimoto et al. (2014) utilizando um sistema de FBP com COV variando de 0,2 a $0,9 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DBO e TAS de 1 a $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com concentração afluente de $3,0 \text{ mg L}^{-1}$ de fósforo e não obtiveram remoções desse parâmetro pelo FBP. Os autores esperavam que ocorresse assimilação de fosforo devido ao crescimento do biofilme no meio suporte, porém devido à estabilização do biofilme logo nas primeiras fases, não foi possível observar praticamente nenhuma remoção de fósforo.

Na literatura técnica os trabalhos com elevadas remoções de fósforo em filtros biológicos percoladores estão atreladas a diferentes condições de operação do presente estudo, como em Coleraus e Brião (2004), que obtiveram eficiência de até 58% de remoção de fósforo em que utilizava a recirculação para que o efluente ficasse retido por períodos de 24 h e Zhang et al. (2015) que obtiveram até 92% de remoção de fósforo por meio do processo de precipitação química com uma

combinação do meio suporte de zeólitas naturais e resíduos de ferro, para esse propósito.

Na Tabela 3.7 podem ser observadas as concentrações médias de fósforo efluente relativas ao meio suporte e vegetação nos FBPs. Na análise estatística (APÊNDICE B) não se observou interação significativa entre os fatores, portanto seu desdobramento não foi necessário.

Tabela 3.7. Concentrações médias de fósforo total efluente relativas ao meio suporte e vegetação nos FBPs

Fator	Nível do fator	Concentração P (mg L ⁻¹)
Meio suporte	Brita	6,02 b
	Argila	6,61 a
Vegetação	Com vetiver	6,53 a
	Sem vetiver	6,10 a

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

O meio suporte brita (FBP_{BV} e FBP_B) diferiu estatisticamente da argila (FBP_A e FBP_{AV}), na qual a brita proveu melhor resultado para a remoção de fósforo total. Tal qual explicado para DBO, acredita-se que a diferença seja por ter ficado mais retido no meio suporte brita do que no de argila. Vohla et al. (2009) relacionaram o meio suporte argila expandida com alta capacidade de sorção de fósforo em SACs, porém para o sistema de FBPs não foi possível notar efeito desse meio suporte para a remoção de fósforo.

Para o fator vegetação (FBP_{BV} e FBP_{AV} com a presença de vetiver e FBP_B e FBP_A sem a presença do vetiver) não houve diferença estatística, indicando que para remoção de fósforo em FBP a vegetação não influenciou de maneira significativa. Reddy e DeBusk (1985), Vymazal (2004) e Matos et al. (2010) apontam assimilações que variam de 0,2 a 18 g m⁻² ano⁻¹ de fósforo para SACs, dependendo das condições e vegetação utilizada. Isto posto, esperava-se mesmo que em menor escala alguma interferência positiva da vegetação na remoção de fósforo nos FBPs, o que não ocorreu.

Os motivos para o fato da argila e vegetação não terem sido eficientes podem estar relacionados ao tempo de retenção hidráulica, que em SACs é usualmente bem maior do que no sistema de FBPs. Acredita-se que o tempo de contato das raízes e rizosferas do capim-vetiver com o esgoto não foram suficientes para promover a assimilação de fósforo. Drizo et al. (2000) e Klomjek e Nitisoravut (2005) complementam que nos SACs, a remoção de fósforo e o TRH estão correlacionados e que a maior permanência do esgoto no sistema proporcionaria maior remoção de fósforo.

3.3.3. Desempenho na série nitrogenada

A concentração de NTK para o afluente foi de 54,3 mg L⁻¹ e para efluente de 39,5, 43,1, 42,1 e 37,7 mg L⁻¹ correspondente aos filtros FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} e FBP_B.

Em relação ao nitrogênio amoniacal (NAT) a média do afluente foi de 40,7 mg L⁻¹ e de 31, 37,9, 37,7 e 31,9 mg L⁻¹ para FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} e FBP_B, respectivamente.

Para o nitrogênio medido como nitrato a concentração afluente foi de 0,033 mg L⁻¹ e para o efluente de 0,352, 0,027, 0,057 e 0,104 mg L⁻¹ correspondente aos filtros FBP_{AV}, FBP_A, FBP_{BV} e FBP_B.

Mahmoud et al. (2010) operaram um FBP com COV entre 1,2 a 1,8 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO e TAS entre 4 a 8 m³ m⁻² d⁻¹ com NTK afluente médio de 35 mg L⁻¹ e obtiveram efluente variando de 10 a 13 mg L⁻¹. Victoria e Foresti (2011) utilizando um sistema com FBP com COV variando de 0,22 a 1,2 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO e TAS de 5,6 m³ m⁻² d⁻¹, com concentração afluente de 32 mg L⁻¹ de NAT obtiveram efluente pós FBP com média de 13 mg L⁻¹ de NAT.

Nota-se que os valores efluentes não foram similares aos encontrados na literatura, bem como para atender aos padrões de emissão na legislação pertinente na Resolução CONAMA 357/2005 que prevê NAT com concentração efluentes máxima de 20 mg L⁻¹ (Brasil, 2005).

Os motivos que levaram a esse desempenho insatisfatório podem ser decorrentes da má distribuição do esgoto sobre a superfície do meio suporte (citado anteriormente na discussão da DBO); com a baixa aeração dos filtros, afetando os níveis de OD nas quais foram insuficientes para promover condições adequadas para a nitrificação (visto que os microrganismos nitrificantes são estritamente aeróbios); e pela competição por espaço e oxigênio entre as bactérias nitrificantes e as heterotróficas.

São recomendadas concentrações mínimas de OD de 2 mg L^{-1} (Medeiros, 2011), as quais não puderam ser observadas (exceção FBP_{AV}). Metcalf e Eddy (2003) complementam que concentrações de OD escassas ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$ de O_2) podem provocar a desnitrificação devido a repressão de enzimas redutoras de nitrato. Onodera et al. (2014) operando um FBP com NTK afluente de 30 mg L^{-1} obtiveram um efluente com 21 mg L^{-1} de NTK e posteriormente com a abertura de uma janela no FBO, a concentração diminuiu para 4 mg L^{-1} propiciada pelo maior aporte de OD.

Condições de elevadas concentrações de matéria orgânica (como a do presente estudo) propiciam ambiente favorável ao prevalecimento de bactérias heterotróficas, visto que essas competem com êxito por oxigênio e espaço, restringindo os microrganismos nitrificantes. Esse processo tem sido constatado e reportado amplamente na literatura técnica como em Nogueira et al. (2002), Wijeyekoon et al. (2004) Tawfik et al. (2006) e Almeida et al. (2013).

Por meio da análise estatística aplicada ao NTK (APÊNDICE C) e NAT (APÊNDICE D) não foi possível observar diferença significativa para meio suporte ou vegetação, mas houve significância para a interação desses fatores. Já para o nitrato, optou-se pelo uso da estatística não paramétrica (APÊNDICE E) devido ao não atendimento das premissas para o teste paramétrico. Dessa maneira o desdobramento do NTK e NAT e as concentrações do nitrato podem ser vistos na Tabela 3.8.

Tabela 3.8. Concentrações médias de NTK, NAT e nitrato efluentes

Espécie de nitrogênio	Meio Suporte	Vegetação	
		Vetiver	Sem Vetiver
NTK	Brita	42,1 a A	37,6 b B
	Argila	39,5 a A	43,1 a A
NAT	Brita	39,2 a A	32,7 b B
	Argila	31,0 b B	37,7 a A
Nitrato	Brita	0,06	0,10
	Argila	0,35	0,03

* Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical e maiúscula na horizontal (Para cada espécie de nitrogênio) não diferem pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância

*Interações: argila x vetiver = FBP_{AV} ; argila x sem vetiver = FBP_A ; brita x vetiver = FBP_{BV} ; brita x sem vetiver = FBP_B

Analisando a série nitrogenada percebe-se uma tendência do filtro com o meio suporte brita (FBP_B) de se ser mais eficiente em remover as formas mais particuladas de nitrogênio (NTK) e o FBP_{AV} (associação argila/vetiver) ser mais expressivo para as formas mais dissolvidas (NAT e nitrato).

Comparando as concentrações de NTK nota-se que o FBP_B (brita sem vetiver) diferiu estatisticamente dos demais, provendo os melhores resultados para sua remoção. Acredita-se que o fator de retenção de sólidos propiciado pela brita, auxiliou nesse resultado, visto que na composição do NTK estão presentes as formas orgânicas do nitrogênio, sendo estas mais suscetíveis a processos físicos de remoção, como o de retenção de sólidos pelo meio suporte.

Para o NAT percebe-se que tanto o FBP_{AV} quanto FBP_B diferiram significativamente, indicando as melhores configurações para a remoção desse componente. Para a transformação em nitrato, pode-se inferir que FBP_{AV} foi o mais promissor entre os FBP, na qual diferiu estatisticamente dos demais pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% (não foi possível realizar o teste paramétrico de análise de variância devido ao não atendimento das premissas).

Percebe-se então comportamento distinto do capim-vetiver em relação meio suporte que estava inserido. No filtro em que o vetiver foi associado com a argila expandida (FBP_{AV}) foi possível observar o efeito positivo da vegetação no FBP em duas das três formas de nitrogênio mensuradas. Como esperado, nesse filtro foi notado também a maior concentração de OD. O maior índice de vazios da argila

quando associado com as raízes do vetiver propiciaram maior aeração do filtro e consequentemente ambiente mais favorável para a nitrificação, denotado pelo maior concentração de nitrato ($0,35 \text{ mg L}^{-1}$).

Já quando o vetiver foi associado com a brita, (FBP_{BV}) não foi possível observar qualquer influência positiva para a nitrificação, na qual o filtro sem vegetação (FBP_{B}) se portou melhor para NTK e NAT. Diferentemente de seu comportamento para DBO em que o FBP_{BV} que teve desempenho superior, acredita-se que o menor aporte de OD para esse filtro tenha sido fator decisivo para seu desempenho inferior para a nitrificação.

3.3.3.4 Desempenho Geral

De maneira geral, cada filtro teve um comportamento distinto, sendo mais apropriado de acordo com a variável escolhida. Para facilitar e verificar qual configuração de filtro se sobressaiu, os resultados significativos de cada variável foram agrupados na Tabela 3.9. Nessa tabela, são destacados em vermelho os resultados (significativos) para as variáveis de controle utilizadas para a discussão dos resultados (sólidos sedimentáveis e oxigênio dissolvido) além de DBO e série nitrogenada. O fósforo não consta na lista, pois no seu desdobramento não foi possível notar resultado significativo.

Tabela 3.9. Resultados significativos para as variáveis estudadas

Parâmetro	FBP_{AV}	FBP_{A}	FBP_{BV}	FBP_{B}
SP (ml L^{-1})				
OD (mg L^{-1})				
DBO (mg L^{-1})				
NTK (mg L^{-1})				
NAT (mg L^{-1})				
N - NO_3^- (mg L^{-1})				

Para FBP_{AV} o destaque foi para o oxigênio dissolvido com a maior concentração entre os FBPs e acredita-se que isso auxiliou o melhor resultado

também para o nitrogênio amoniacal e o nitrato. O FBP_A se sobressaiu com os menores valores para sólidos dissolvidos e DBO. No filtro FBP_{BV} obtiveram-se melhores resultados com o SP e também para a DBO. E no FBP_B obtiveram-se menores valores de SP, NTK e NAT.

Tanto o filtro FBP_{AV} (argila com vetiver) quanto o FBP_B (brita sem vetiver) somaram maior número de variáveis que se sobressaíram (três pra cada), indicando que a utilização da argila expandida como meio suporte se equipara a meios suporte já consolidados como a brita. Indica ainda que a utilização de vegetação agregada ao FBP é uma tecnologia viável, e por ser de baixo custo e fácil manutenção pode ser empregada como meio de melhorar o tratamento de esgotos.

3.4. CONCLUSÕES

Com base nos resultados da presente pesquisa, conclui-se que:

- Comparando os filtros para a DBO bruta, foi possível verificar o melhor desempenho dos filtros FBP_A e FBP_{BV} atribuídos as melhores condições para o desenvolvimento de biofilme para FBP_A e devido a retenção de sólidos pela brita associado ao vetiver para FBP_{BV} . Para a DBO filtrada notou-se o os quatro filtros produziram efluentes que atendem os padrões de emissão na legislação pertinente;
- Nos quatro filtros observou-se remoção pequena de fósforo total, não havendo diferença significativa entre os filtros. Porém, quando considerando o meio suporte isoladamente, foi possível verificar melhor desempenho da brita conferido pela capacidade de retenção de sólidos desse meio suporte;
- Para o NTK notou-se o melhor desempenho de FBP_B pelo fato dessa forma nitrogenada ser mais suscetível a processos físicos de remoção, como a retenção de sólidos no FBP_B ;
- Para o NAT, os filtros FBP_{AV} e FBP_B foram melhores. No primeiro devido à maior oxigenação promovida pelo índice de vazios associado com o capim-vetiver. Já a explicação para o segundo filtro, se deve a capacidade de retenção de sólidos propiciada pela brita;
- Para o nitrato o FBP_{AV} teve desempenho superior aos demais. Acredita-se que o maior aporte de OD provido nesse filtro possibilitou a nitrificação, mesmo que esta não tenha sido expressiva;
- Foi possível inferir que o desempenho dos filtros foi prejudicado pela aeração insuficiente ocorrida em seus interstícios; configurações adotadas; e condições operacionais;
- Tanto o FBP_{AV} quanto o FBP_B somaram o maior número de variáveis com resultados significativos, sendo as melhores configurações dentre os filtros estudados.

REFERÊNCIAS

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários, 2011, 53p.
- Almeida, P. G. S; Oliveira, S. C; Chernicharo C. A. L. Operação de filtros biológicos percoladores pós-reactores UASB sem a etapa de decantação secundária. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 16 (3). p.271-280, 2011.
- Almeida, P. G. S. Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós tratamento de efluentes de reatores UASB. Tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Minas Gerais, MG – Brasil. p.204, 2012.
- Almeida, P. G. S. Marcus, A. K; Rittmann B. E; Chernicharo C. A. L. Performance of plastic-and sponge-based trickling filters treating effluents from an UASB reactor. **Water Science and Technology**, 67 (5). p.1034-1042, 2013.
- Amado, L; Albuquerque, A; Espírito Santo, A. Influence of stormwater infiltration on the treatment capacity of a LECA-based horizontal subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, 39, p.16– 23, 2012.
- Andreasen, R.R; Liu, D; Ravn, S; Feilberg, A; Poulsen, T.G. Air-water mass transfer of sparingly soluble odorous compounds in granular biofilter media. **Chemical Engineering Journal**. 220. p.431–440, 2013.
- APHA;AWWA;WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th ed, Washington, 2012, 569p.
- Barbosa, S. A. Avaliação de biofiltro aerado submerso no pós-tratamento de efluente de tanque séptico. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná – UFPR, Curitiba, PR – Brasil. p. 1 – 207, 2006.
- Bedewi, H. The potential of vetiver grass for wastewater treatment. Dissertação de Mestrado. Haramaya University, Ethiopia. p. 1- 62, 2010.
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. 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. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 2005.
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005,

do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 2011.

Coleraus, D; Brião, V. B. Filtro biológico para tratamento de efluentes de laticínio. **Vetor - Revista de Ciências Exatas e Engenharia**.14. p.109-124, 2004.

Dordio, A; Carvalho, A. J. Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. **Science of the Total Environment**. 463-464. p.454-461. 2013.

Drizo, A; Frost C.A; Grace J; Smith K.A. Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. **Water Research**, 34. p.2483–2490, 2000.

Feilberg, A; Lindholst, S; Lyngbye, M; Schäfer, A. Evaluation of biological air filters for livestock ventilation air by membrane inlet mass spectrometry. **Journal of Environmental Quality**. 39 (3), p.1085 -1096, 2010.

Gonçalves, R. F; Chernicharo, C. A. L; Neto, C. O. A; Sobrinho, P. A; Kato, M. T; Costa, R. H. R; Aisse, M. M; Zaiat, M. C. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. **In**. Chernicharo, C. A. L. (Coordenador). Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte, p. 544, 2001.

Harrison, J. R; Daigger, G. T. A comparison of trickling filter media. **Water Pollution Control Federation**. 59, p. 679–685, 1987.

Hussar, G.J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Dissertação de mestrado – Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, SP – Brasil. 2001.

IEA, Instituto de Ecologia Aplicada. Wetland. Disponível em: <http://www.wetland.com.br>. Acesso em: 18 de outubro de 2015.

Jordão, E. P; Pessoa, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 7. ed. Editora ABES, Rio de Janeiro, RJ, 2014, 1087p.

Kishimoto, N; Ohara, T; Hinobayashi, J; Hashimoto, T. Roughness and temperature effects on the filter media of a trickling filter for nitrification. **Environmental Technology**, 35 (12). p.1549–1555, 2014.

Klomjek, P; Nitisoravut, S. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. **Chemosphere**, 58. p.585-593, 2005.

Kornaros, M; Lyberatos, G. Biological treatment of wastewaters from a dye manufacturing company using a trickling filter. **Hazardous Materials**, 136. p. 95–102, 2006.

- Kvarnstrom, M.E; Morel, C.A.L; Krogstad, T. Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems. **Ecological Engineering**, 22, p. 1–15. 2004.
- Lekang, O. I; Kleppe H. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. **Aquacultural Engineering**, 21. p.181–199, 2000.
- Liu, D; Løkke, M. M; Riss, A. L; Mortenses, K; Feilberg, A. Evaluation of clay aggregate biotrickling filters for treatment of gaseous emissions from intensive pig production. **Environmental Management**, 136. p. 1 – 8, 2014.
- Mahmoud, M; Tawfik, A; El-Gohar, F. Simultaneous organic and nutrient removal in a naturally ventilated biotower treating presettled municipal wastewater. **Environmental. Engineering**, 136(3). p.301-307, 2010.
- Mahmoud, M; Tawfik, A; El-Gohary, F. Use of down-flow hanging sponge (DHS) reactor as a promising post-treatment system for municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**. 168. p. 535 –543, 2011.
- Matos, A. T; Abrahão, S. S; Borges, A. C. Matos, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 15 (1), p. 83 – 92, 2010.
- Medeiros, M. Pós-tratamento de efluente de lagoa facultativa fotossintética em filtros biológicos percoladores visando remoção de nitrogênio amoniacal. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, SP – Brasil. p.132, 2011.
- Metcalf, W; Eddy, P. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4ed. Editora McGraw-Hill Inc, New York, NY, 2003, 1820p.
- Minas Gerais. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/ CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008. 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. Diário Executivo, Belo Horizonte, 2008.
- Montgomery, D. C. Design and Analysis of Experiments. 8th ed, New York: John Wiley and Sons, 2013, 725p.
- Nascimento, M. C. P. Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerias – UFMG. Belo Horizonte, MG – Brasil. p. 168, 2001.
- Naz, I; Saroj, D. P; Muntaz, S; Ali, N; Ahmed, A. Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment. **Environmental Technology**, 36 (4) p. 424 – 434, 2015.

- Nielsen, A. M; Nielsen, L. P; Feilberg, A; Christensen, K. V. A method for estimating mass-transfer coefficients in a biofilter from membrane inlet mass spectrometer data. **Air and Waste Management Association**. 59. p.155 – 162, 2009.
- Nogueira, R; Melo, L. F; Purkholdb, U; Wuertze, S; Wagnerb, M. Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilm reactors: effects of hydraulic retention time and the presence of organic carbon. **Water Research**, 36. p.469–481, 2002.
- Onodera, T; Tandukar, M; Sugiyana, D; Uemura, S; Ohashi, A; Harada, H. Development of a sixth-generation down-flow hanging sponge (DHS) reactor using rigid sponge media for post-treatment of UASB treating municipal sewage. **Bioresource Technology** 152. p. 93 – 100, 2014.
- Pérez, M. C F; Álvarez-Hornosa, J; San-Valeroa, P; Marzala, P; Gabaldóna, C. Microbial community analysis in biotrickling filters treating isopropanol air emissions. **Environmental Technology**, 34 (19). p.2789–2798, 2013
- Philippi, L.S; Sezerino, P.H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis, p.144, 2004.
- Pontes, P. P; Chernicharo, C. A. L. Characterization and removal of specific organic constituents in an UASB–trickling-filter system treating domestic wastewater. **Environmental Technology**. 32 (3). p.281–287, 2011.
- Ramos, N. F. S. Tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, UFV, Viçosa, MG – Brasil. p. 88, 2011.
- Reddy, K. R; DeBusk, W. F. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. **Environmental Quality**. 14. p. 459 – 462, 1985.
- Rodriguez, J. A. V. Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB. Universidade de São Paulo – USP. São Paulo, SP – Brasil, 2006.
- Santos, A. S. P. Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador com diferentes meios suportes plásticos. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, RJ – Brasil. p.81, 2005.
- Silva, F. A. S; Azevedo, C. A. V. Principal Components Analysis in the Software Assistat-Statistical Attendance. In: World Congress On Computers In Agriculture, 7, Reno-NV-USA: American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2009.
- Silva, M. S. G. M. Desenvolvimento de um sistema de recirculação com uso de wetlands construídas para efluentes da piscicultura. Tese de doutorado.

Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, SP – Brasil. p. 115, 2012.

Stafford, B; Dotroa, G; Valeb, P; Jeffersona, B; Jarvisa, P. Removal of phosphorus from trickling filter effluent by electrocoagulation. **Environmental Technology**, 35 (24). p.3139–3146, 2014.

Tabase, R, K; Liu, D; Feilberg, A. Chemisorption of hydrogen sulphide and methanethiol by light expanded clay aggregates (Leca). **Chemosphere**. 93, p. 1345 –1351, 2013.

Tawfik, A; Temmink, H; Zeeman, G; Klapwijk, B. Sewage treatment in a rotating biological contactor (RBC) system. **Water, Air and Soil Pollution**, 175. p.275–289, 2006.

U.S. EPA. Wastewater Technology Fact Sheet Trickling Filters. EPA 832-F-00-014. EPA Office of Municipal Pollution Control. Washington, D.C. p. 1-7, 2000.

Victoria, J. R; Foresti, E. A novel aerobic-anoxic biological filter for nitrogen removal from UASB effluent using biogas compounds as electron donors for denitrification. Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, 60. p.72-80, 2011.

Vohla, C; Koiv, M; Bavor, J. H; Chazarenc, F; Mander, U. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment Wetlands - A review. **Ecological Engineering**. 37, p. 70–89, 2009.

Vymazal, J. Removal of phosphorus via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment. **Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of sept – 1st pf October, 2004.

Wijeyekoon, S; Mino, T; Satoh, H; Matsou, T. Effects of substrate loading rate on biofilm structure. **Water Research**, 38, p. 2479–2488, 2004.

Yang, J. E; Skogley, E. O; Schass, P. E; Kim, J. J. A simple espectrophotometric determination of nitrate in water, resin and extracts. **Soil Science Society of America**, 62, p.1108-1115, 1998.

Zeng, M; Sorica, A; Ferrassea, J; Rochea, N. Interpreting hydrodynamic behaviour by the model of stirred tanks in series with exchanged zones: preliminary study in lab-scale trickling filters. **Environmental Technology**, 34 (18). p.2571–2578, 2013.

Zhang, Y; Cheng, Y; Yang, C; Luo, W; Zeng, G; Lu, L. Performance of system consisting of vertical flow trickling filter and horizontal flow multi-soil-layering reactor for treatment of rural. Wastewater. **Bioresource Technology**, 193, p.424–432, 2015.

CAPÍTULO 4: CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES

Para verificar a possibilidade de ampliar os aspectos funcionais do sistema FBP foi proposta nesse trabalho a utilização da argila expandida como meio suporte. Também ocorreu a inserção da espécie vegetal capim-vetiver associada aos meios suporte que compunha o sistema (brita “número 1” ou argila expandida). A partir dos resultados notou-se boa perspectiva para o uso da argila expandida bem como as associações do vetiver com a argila ou brita, para o tratamento do esgoto sanitário. Porém, são imperativas algumas mudanças e estudos mais aprofundados para corroborar a efetividade dessas novas configurações e assim consolidar esses FBPs modificados como alternativas viáveis para o tratamento de esgotos sanitários. Para isso, são expostas algumas sugestões:

Implantar um sistema para distribuição do esgoto de maneira que favoreça a distribuição mais homogênea do esgoto sobre o meio suporte no FBP. Presume-se que a utilização dos distribuidores fixos utilizados na presente pesquisa, possa ter interferido negativamente no sistema.

Promover a abertura de espaços nas laterais do filtro para incrementar a ventilação natural no meio suporte, para que se possam garantir os níveis de OD necessários para a obtenção da remoção da matéria orgânica e a nitrificação. Acredita-se que o OD tenha sido um limitador para que se observassem resultados mais satisfatórios tanto para a matéria orgânica quanto para a nitrificação.

Avaliar as condições operacionais apropriadas para o uso do meio suporte argila expandida bem como as associações do capim-vetiver com argila e brita. Paralelamente as mudanças nas configurações no filtro, sugere-se a adoção de variadas COV e TAS para verificar a influência desses itens no desempenho dos FBPs. Embora no presente trabalho as amostras filtradas de DBO tenham atendido aos padrões de emissão na legislação pertinente, análises mais aprofundadas se fazem necessárias. Ademais, essas análises possibilitariam verificar se essas novas configurações e condições refletiriam na nitrificação, visto que na presente pesquisa, não foi possível notar resultados satisfatórios para a remoção/transformação dos compostos nitrogenados.

Adotar estratégias operacionais de recirculação do efluente a fim de avaliar seu efeito na eficiência dos FBPs.

Verificar o efeito do comportamento hidrodinâmico dos FBPs. Sabe-se que os aspectos hidrodinâmicos dos filtros podem influenciar na velocidade das reações biológicas, por meio de alterações na taxa de transferência de massa e na distribuição das reações ao longo do filtro (Carvalho et al., 2008), afetando dessa maneira a eficiência dos processos biológicos. Para tal, sugere-se o uso de traçadores, conforme descrito por Levenspiel (2000).

Avaliar o biofilme nos FBPs a nível microbiológico. As análises microbiológicas auxiliariam no entendimento dos processos intrínsecos do sistema, amparando a utilização dos FBPs com as novas configurações propostas, com o uso da argila expandida, como também verificar a influência das raízes da vegetação na comunidade microbiológica do biofilme.

Desenvolver modelos matemáticos. A utilização de modelos preditivos poderia contribuir para uma melhor compreensão do transporte e degradação dos poluentes nos FBPs e serviria como suporte para a consolidação da argila expandida e o capim-vetiver para auxiliar no tratamento de esgotos sanitários.

REFERÊNCIAS

Carvalho, K. Q; Salgado, M. T; Passig, F. H; Pires, E. C. Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 13 (2). p. 226- 235, 2008.

Levenspiel, O. Engenharia das Reações Químicas. 3 ed. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo, SP, 2000, 584p.

APÊNDICES

APÊNDICE A

EXPERIMENTO FATORIAL PARA DBO BRUTA

QUADRO DE ANÁLISE

FV	GL	SQ	QM	F
Fator1(F1)	1	2961.17361	2961.17361	8.0168 **
Fator2(F2)	1	82.50694	82.50694	0.2234 ns
Int. F1xF2	1	3570.06250	3570.06250	9.6652 **
Tratamentos	3	6613.74306	2204.58102	5.9684 **
Blocos	8	33656.50000	4207.06250	11.3897 **
Resíduo	24	8864.94444	369.37269	
Total	35	49135.18750		

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$)

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 \leq p < .05$)

ns não significativo ($p \geq .05$)

GL	GLR	F-crit	F	p
1	24	7.8229	8.0168	0.0092
1	24	0.001	0.22337	0.6406
1	24	7.8229	9.6652	0.0047
3	24	4.7181	5.9684	0.0034
8	24	3.3629	11.3898	<.0001

Fator 1 = MeioSuporte

Fator 2 = Vegetação

MÉDIAS E MEDIDAS

Médias de bloco

1	130.25000 ab
2	96.50000 bc
3	79.12500 c
4	142.50000 ab
5	170.00000 a
6	154.50000 a
7	134.50000 ab
8	83.75000 c
9	100.50000 bc

dms = 46.22187

Médias do fator 1

1	112.22220 b
2	130.36110 a

dms = 13.22754

Médias do fator 2

1	122.80560 a
2	119.77780 a

dms = 13.22754

MÉDIAS DE INTERAÇÃO

Fator 1 x Fator 2 (AxB)

	B	
A	B1	B2
A1	103.7778 bA	120.6667 aA
A2	141.8333 aA	118.8889 aB

dms para colunas = 18.7066 dms para linhas = 18.7066
 Classific.c/letras minúsculas Classific.c/letras maiúsculas

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

MG = 121.29167 CV% = 15.85
 Ponto médio = 130.50000

Normalidade dos dados (alfa = 5%)

Teste (Estatística)	Valor	p-valor	Normal
Shapiro-Wilk (W)	0.93183	0.02844	Não

DADOS

104.0	98.0	79.0	125.0	148.0	129.0	91.0	67.0	93.0
107.0	95.0	76.0	126.0	182.0	142.0	142.0	100.0	116.0
168.0	96.0	79.5	193.0	183.0	194.0	183.0	70.0	110.0
142.0	97.0	82.0	126.0	167.0	153.0	122.0	98.0	83.0

SIGLAS E ABREVIACÕES

FV = Fonte de variação GL = Graus de liberdade
SQ = Soma de quadrado QM = Quadrado médio
F = Estatística do teste F MG = Média geral
CV% = Coeficiente de variação em %
dms = Diferença mínima significativa

TESTE DE BARLETT (HOMOCEDASTICIDADE) – DBO BRUTA

Tratamento	Média	Variância
1	10.11753	1.58995
2	10.90305	2.01391
3	11.71186	5.24889
4	10.82145	2.00826

H0: As variâncias são homogêneas

Estatística do teste (X^2): 3.62308
Valor crítico ($\alpha = 5\%$): 7.81473
Valor crítico ($\alpha = 1\%$): 11.34488

$X^2 < X^2(5\%)$ H0 não foi rejeitada $p > 0.05$

VarMax = 5.25 VarMin = 1.59 Rvar = 3.30

DADOS

Os dados não foram apresentados porque
a tabela excede a largura desta tela
ou porque a quantidade deles  grande

EXPERIMENTO FATORIAL PARA DBO BRUTA (DADOS TRANSFORMADOS)

QUADRO DE ANÁLISE

FV	GL	SQ	QM	F
Fator1(F1)	1	5.14874	5.14874	7.2622 *
Fator2(F2)	1	0.02476	0.02476	0.0349 ns
Int. F1xF2	1	6.31964	6.31964	8.9137 **
Tratamentos	3	11.49314	3.83105	5.4036 **
Blocos	8	69.87256	8.73407	12.3192 **
Resíduo	24	17.01549	0.70898	
Total	35	98.38118		

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$)

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 \leq p < .05$)

ns não significativo ($p \geq .05$)

GL	GLR	F-crit	F	p
1	24	4.2597	7.2622	0.0126
1	24	0.001	0.034916	0.8532
1	24	7.8229	8.9137	0.0064
3	24	4.7181	5.4036	0.0055
8	24	3.3629	12.3192	<.0001

Fator 1 = ms

Fator 2 = veg

MÉDIAS E MEDIDAS

Médias de bloco

1	11.35499 abc
2	9.82328 cd
3	8.89441 d
4	11.88068 ab
5	13.02672 a
6	12.39298 a
7	11.50722 abc
8	9.11286 d
9	10.00313 bcd

dms = 2.02503

Médias do fator 1

1	10.51029 b
2	11.26665 a

dms = 0.57951

Médias do fator 2

1	10.91470 a
2	10.86225 a

dms = 0.57951

MÉDIAS DE INTERAÇÃO

Fator 1 x Fator 2 (AxB)

A	B	
	B1	B2
A1	10.1175 bA	10.9031 aA
A2	11.7119 aA	10.8215 aB

dms para colunas = 0.8196 dms para linhas = 0.8196
Classific.c/letras minúsculas Classific.c/letras maiúsculas

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

MG = 10.88847 CV% = 7.73
Ponto médio = 11.05687

Normalidade dos dados (alfa = 5%)

Teste (Estatística)	Valor	p-valor	Normal
Shapiro-Wilk (W)	0.94991	0.10387	Sim

DADOS

Os dados não foram apresentados porque a tabela excede a largura desta tela ou porque a quantidade deles é grande

TESTE DE KRUSKAL-WALLIS – SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS - SP

Hipótese nula (H0):

Os tratamentos provêm de uma mesma população

Ao nível de 5% de probabilidade
 $H = 12.1845$ $H\text{-crit} = 7,8147$
 $p\text{-valor} < 0.05$ H_0 foi rejeitada

Ao nível de 1% de probabilidade
 $H = 12.1845$ $H\text{-crit} = 11,3449$
 $p\text{-valor} < 0.01$ H_0 foi rejeitada

Tratamento	Repetições	SomaDosPostos	Média	alfa-5%
1	13	374.0000	28.7692	ab
2	13	234.5000	18.0385	a
3	13	482.0000	37.0769	b
4	13	287.5000	22.1154	ab

Comparações múltiplas

Comparação	Diferença	DiferençaCrít	alfa	Diferentes
1 - 2	10.7308	15.4095	0.05	Não
1 - 3	8.3077	15.4095	0.05	Não
1 - 4	6.6538	15.4095	0.05	Não
2 - 3	19.0385	15.4095	0.05	Sim
2 - 4	4.0769	15.4095	0.05	Não
3 - 4	14.9615	15.4095	0.05	Não

DADOS

.10	.10	1.00	1.00	1.00	1.00	0.00	.20	2.50	3.00	0.00	0.00	.30
.25	.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	.50	0.00	0.00	.80	.10	1.00
.60	0.00	1.60	1.60	1.60	.50	.80	3.00	4.90	4.20	.10	.20	1.00
.40	.10	0.00	0.00	0.00	.20	.10	0.00	3.40	0.00	.40	.40	1.00

TESTE DE KRUSKAL-WALLIS OXIGÊNIO DISSOLVIDO - OD

Hipótese nula (H_0):

Os tratamentos provêm de uma mesma população

Ao nível de 5% de probabilidade
 $H = 19.0611$ $H\text{-crit} = 7,8147$
 $p\text{-valor} < 0.05$ H_0 foi rejeitada

Ao nível de 1% de probabilidade
 $H = 19.0611$ $H\text{-crit} = 11,3449$
 $p\text{-valor} < 0.01$ H_0 foi rejeitada

Tratamento	Repetições	SomaDosPostos	Média	alfa-5%
1	10	132.5000	13.2500	a
2	10	184.0000	18.4000	a
3	10	340.0000	34.0000	b
4	10	163.5000	16.3500	a

Comparações múltiplas

Comparação	Diferença	DiferençaCrít	alfa	Diferentes
1 - 2	5.15	13.685	0.05	Não
1 - 3	20.75	13.685	0.05	Sim
1 - 4	3.1	13.685	0.05	Não
2 - 3	15.6	13.685	0.05	Sim
2 - 4	2.05	13.685	0.05	Não
3 - 4	17.65	13.685	0.05	Sim

DADOS

.91	.30	.09	.96	.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
1.80	1.45	.01	0.00	.11	1.03	.05	0.00	2.31	0.00
2.17	1.40	1.32	2.48	2.76	2.63	.68	2.56	2.67	1.91
1.25	.40	.05	0.00	.27	.43	.02	.55	.03	0.00

APÊNDICE B

EXPERIMENTO FATORIAL - FÓSFORO

QUADRO DE ANÁLISE

FV	GL	SQ	QM	F
Fator1(F1)	1	4.44308	4.44308	6.1467 *
Fator2(F2)	1	2.41231	2.41231	3.3373 ns
Int. F1xF2	1	1.77231	1.77231	2.4519 ns
Tratamentos	3	8.62769	2.87590	3.9786 *
Blocos	12	36.83769	3.06981	4.2469 **
Resíduo	36	26.02231	0.72284	
Total	51	71.48769		

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$)

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 \leq p < .05$)

ns não significativo ($p \geq .05$)

GL	GLR	F-crit	F	p
1	36	4.1134	6.1467	0.018
1	36	4.1134	3.3373	0.0759
1	36	4.1134	2.4519	0.126
3	36	2.8666	3.9786	0.0151
12	36	2.7242	4.2469	0.0003

Fator 1 = MeioSuporte

Fator 2 = Vegetação

MÉDIAS E MEDIDAS

Médias de bloco

1	6.97500 a
2	4.10000 b
3	5.30000 ab
4	6.22500 ab
5	7.25000 a
6	6.27500 a
7	6.52500 a
8	6.10000 ab
9	7.30000 a
10	6.82500 a
11	6.77500 a
12	5.77500 ab
13	6.67500 a

dms = 2.13117

Médias do fator 1

1	6.02308 b
2	6.60769 a

dms = 0.47854

Médias do fator 2

1	6.53077 a
2	6.10000 a

dms = 0.47854

MÉDIAS DE INTERAÇÃO

Fator 1 x Fator 2 (AxB)

B		
A	B1	B2
A1	6.4231	5.6231
A2	6.6385	6.5769

Não foi aplicado o teste de comparação de médias por que o F de interação não foi significativo

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

MG = 6.31538 CV% = 13.46
Ponto médio = 5.85000

Normalidade dos dados (alfa = 5%)

Teste (Estatística)	Valor	p-valor	Normal
Shapiro-Wilk (W)	0.98741	0.85423	Sim

DADOS

5.8	4.5	5.8	6.8	8.6	5.7	6.7	6.1	7.6	7.4	6.5	4.9	7.1
6.9	3.1	4.4	4.6	5.5	6.8	5.1	5.6	7.8	5.1	6.0	5.7	6.5
8.0	4.0	4.9	6.9	7.1	6.4	7.5	7.1	6.3	8.6	6.1	6.2	7.2
7.2	4.8	6.1	6.6	7.8	6.2	6.8	5.6	7.5	6.2	8.5	6.3	5.9

TESTE DE BARTLETT (HOMOCEDASTICIDADE) - FÓSFORO

Tratamento	Média	Variância
1	6.42308	1.26526
2	5.62308	1.51192
3	6.63846	1.49090
4	6.57692	0.97026

H0: As variâncias são homogêneas

Estatística do teste (X²): 0.70738
Valor crítico (alfa = 5%): 7.81473
Valor crítico (alfa = 1%): 11.34488

$X^2 < X^2(5\%)$ H0 não foi rejeitada $p > 0.05$

VarMax = 1.51 VarMin = 0.97 Rvar = 1.56

DADOS

```

-----
5.8 4.5 5.8 6.8 8.6 5.7 6.7 6.1 7.6 7.4 6.5 4.9 7.1
6.9 3.1 4.4 4.6 5.5 6.8 5.1 5.6 7.8 5.1 6.0 5.7 6.5
8.0 4.0 4.9 6.9 7.1 6.4 7.5 7.1 6.3 8.6 6.1 6.2 7.2
7.2 4.8 6.1 6.6 7.8 6.2 6.8 5.6 7.5 6.2 8.5 6.3 5.9
-----

```

APÊNDICE C

EXPERIMENTO FATORIAL - NTK

QUADRO DE ANÁLISE

FV	GL	SQ	QM	F
Fator1(F1)	1	22.55114	22.55114	0.9697 ns
Fator2(F2)	1	1.88205	1.88205	0.0809 ns
Int. F1xF2	1	174.00568	174.00568	7.4825 *
Tratamentos	3	198.43886	66.14629	2.8444 ns
Blocos	10	836.05136	83.60514	3.5952 **
Resíduo	30	697.64864	23.25495	
Total	43	1732.13886		

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$)

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 \leq p < .05$)

ns não significativo ($p \geq .05$)

GL	GLR	F-crit	F	p
1	30	0.001	0.969735	0.3325
1	30	0.001	0.080931	0.7778
1	30	4.1709	7.4825	0.0103
3	30	2.9223	2.8444	0.0543
10	30	2.9791	3.5952	0.0031

Fator 1 = Meio Suporte

Fator 2 = Vegetação

MÉDIAS E MEDIDAS

Médias de bloco

1	30.10000	b
2	36.75000	ab
3	41.30000	ab
4	38.85000	ab
5	39.72500	ab
6	43.40000	a
7	44.10000	a
8	47.25000	a
9	43.40000	a
10	38.85000	ab
11	42.70000	a

dms = 11.86295

Médias do fator 1

1	39.86818	a
2	41.30000	a

dms = 2.97129

Médias do fator 2

1	40.79091	a
2	40.37727	a

dms = 2.97129

MÉDIAS DE INTERAÇÃO

Fator 1 x Fator 2 (AxB)

	B	
A	-----	
	B1	B2

A1	42.0636 aA	37.6727 bB
A2	39.5182 aA	43.0818 aA

dms para colunas = 4.2020 dms para linhas = 4.2020
 Classific.c/letras minúsculas Classific.c/letras maiúsculas

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

MG = 40.58409 CV% = 11.88
 Ponto médio = 36.40000

Normalidade dos dados (alfa = 5%)

 Teste (Estatística) Valor p-valor Normal
 Shapiro-Wilk (W) 0.96099 0.14171 Sim

DADOS

 32.9 40.6 44.8 43.4 33.6 40.6 36.4 50.4 46.2 42.0 51.8
 33.6 29.4 38.5 32.2 37.1 43.4 43.4 46.2 36.4 35.0 39.2
 21.0 42.7 36.4 37.8 43.4 47.6 49.0 44.8 42.0 33.6 36.4
 32.9 34.3 45.5 42.0 44.8 42.0 47.6 47.6 49.0 44.8 43.4

TESTE DE BARTLETT (HOMOCEDASTICIDADE) – NTK

Tratamento	Média	Variância
1	42.06364	38.26455
2	37.67273	26.54018
3	39.51818	61.48164
4	43.08182	27.08364

H0: As variâncias são homogêneas

Estatística do teste (X^2): 2.35569
 Valor crítico (alfa = 5%): 7.81473
 Valor crítico (alfa = 1%): 11.34488

$X^2 < X^2(5\%)$ H0 não foi rejeitada $p > 0.05$

VarMax = 61.48 VarMin = 26.54 Rvar = 2.32

DADOS

 32.9 40.6 44.8 43.4 33.6 40.6 36.4 50.4 46.2 42.0 51.8
 33.6 29.4 38.5 32.2 37.1 43.4 43.4 46.2 36.4 35.0 39.2
 21.0 42.7 36.4 37.8 43.4 47.6 49.0 44.8 42.0 33.6 36.4
 32.9 34.3 45.5 42.0 44.8 42.0 47.6 47.6 49.0 44.8 43.4

APÊNDICE D

EXPERIMENTO FATORIAL - NAT

QUADRO DE ANÁLISE

FV	GL	SQ	QM	F
Fator1(F1)	1	31.28205	31.28205	1.2992 ns
Fator2(F2)	1	0.01114	0.01114	0.0005 *
Int. F1xF2	1	486.44750	486.44750	20.2034 **
Tratamentos	3	517.74068	172.58023	7.1677 **
Blocos	10	428.01500	42.80150	1.7777 ns
Resíduo	30	722.32682	24.07756	
Total	43	1668.08250		

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$)

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 \leq p < .05$)

ns não significativo ($p \geq .05$)

GL	GLR	F-crit	F	p
1	30	4.1709	1.2992	0.2632
1	30	0.001	0.000463	0.9827
1	30	7.5625	20.2034	<.0001
3	30	4.5097	7.1677	0.0008
10	30	2.1646	1.7777	0.1087

Fator 1 = Meio suporte

Fator 2 = Vegetação

MÉDIAS E MEDIDAS

Médias de bloco

1	29.75000 a
2	31.32500 a
3	36.75000 a
4	36.05000 a
5	36.40000 a
6	38.50000 a
7	38.50000 a
8	38.85000 a
9	35.35000 a
10	30.45000 a
11	35.00000 a
dms =	12.07095

Médias do fator 1

1	36.01818 a
2	34.33182 a

dms = 3.02338

Médias do fator 2

1	35.15909 a
2	35.19091 a

dms = 3.02338

MÉDIAS DE INTERAÇÃO

Fator 1 x Fator 2 (AxB)

	B	
A	B1	B2
A1	39.3273 aA	32.7091 bB
A2	30.9909 bB	37.6727 aA

dms para colunas = 4.2757 dms para linhas = 4.2757
 Classific.c/letras minúsculas Classific.c/letras maiúsculas

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

MG = 35.17500 CV% = 13.95
 Ponto médio = 36.40000

Normalidade dos dados (alfa = 5%)

Teste (Estatística)	Valor	p-valor	Normal
Shapiro-Wilk (W)	0.97935	0.60792	Sim

DADOS

28.7	35.0	44.1	40.6	33.6	47.6	42.0	44.8	35.0	37.8	43.4
29.4	24.5	30.1	42.0	33.6	36.4	35.0	37.8	26.6	32.2	32.2
30.8	32.2	33.6	28.0	37.1	32.2	37.8	28.0	30.8	23.8	26.6
30.1	33.6	39.2	33.6	41.3	37.8	39.2	44.8	49.0	28.0	37.8

TESTE DE BARTLETT (HOMOCEDASTICIDADE) – NAT

Tratamento	Média	Variância
1	39.32727	33.20418
2	32.70909	25.48891
3	30.99091	18.23691
4	37.67273	38.10418

H0: As variâncias são homogêneas

Estatística do teste (X^2): 1.45007
Valor crítico (alfa = 5%): 7.81473
Valor crítico (alfa = 1%): 11.34488

$X^2 < X^2(5\%)$ H0 não foi rejeitada $p > 0.05$

VarMax = 38.10 VarMin = 18.24 Rvar = 2.09

DADOS

28.7	35.0	44.1	40.6	33.6	47.6	42.0	44.8	35.0	37.8	43.4
29.4	24.5	30.1	42.0	33.6	36.4	35.0	37.8	26.6	32.2	32.2
30.8	32.2	33.6	28.0	37.1	32.2	37.8	28.0	30.8	23.8	26.6
30.1	33.6	39.2	33.6	41.3	37.8	39.2	44.8	49.0	28.0	37.8

APÊNDICE E

TESTE DE KRUSKAL-WALLIS - NITRATO

Hipótese nula (H0):

Os tratamentos provêm de uma mesma população

Ao nível de 5% de probabilidade
H = 19.9972 H-crit = 7,8147
p-valor < 0.05 H0 foi rejeitada

Ao nível de 1% de probabilidade
H = 19.9972 H-crit = 11,3449
p-valor < 0.01 H0 foi rejeitada

Tratamento	Repetições	SomaDosPostos	Média	alfa-5%
1	13	286.5000	22.0385	a
2	13	313.0000	24.0769	a
3	13	548.0000	42.1538	b
4	13	230.5000	17.7308	a

Comparações múltiplas

Comparação	Diferença	DiferençaCrít	alfa	Diferentes
1 - 2	2.0385	15.5579	0.05	Não
1 - 3	20.1154	15.5579	0.05	Sim
1 - 4	4.3077	15.5579	0.05	Não
2 - 3	18.0769	15.5579	0.05	Sim
2 - 4	6.3462	15.5579	0.05	Não
3 - 4	24.4231	15.5579	0.05	Sim

DADOS

Os dados não foram apresentados porque a tabela excede a largura desta tela ou porque a quantidade deles é grande