



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

JOSÉ JEFFERSON DO CARMO AZEVEDO

**FILTRO BIOLÓGICO COM MEIO SUPORTE DE RESÍDUO DA CONSTRUÇÃO
CIVIL APLICADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

FORTALEZA – CE

2020

JOSÉ JEFFERSON DO CARMO AZEVEDO

**FILTRO BIOLÓGICO COM MEIO SUPORTE DE RESÍDUO DA CONSTRUÇÃO
CIVIL APLICADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará como requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Orientadora: Profa. Titular Glória Maria Marinho Silva

Coorientadora: Profa. Dra. Kelly de A. Rodrigues Pessoa

**FORTALEZA – CE
2020**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Instituto Federal do Ceará - IFCE

Sistema de Bibliotecas - SIBI

Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A994f Azevedo, José Jefferson do Carmo.

FILTRO BIOLÓGICO COM MEIO SUPORTE DE RESÍDUO DA CONSTRUÇÃO CIVIL
APLICADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO / José Jefferson do Carmo
Azevedo. - 2020.

104 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão
Ambiental, Campus Fortaleza, 2020.

Orientação: Prof. Dr. Glória Maria Marinho Silva.

Coorientação: Prof. Dr. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa.

1. Filtro biológico. 2. Esgoto doméstico sintético. 3. Bloco cerâmico. I. Título.

CDD 628

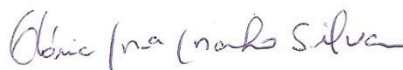
JOSÉ JEFFERSON DO CARMO AZEVEDO

**FILTRO BIOLÓGICO COM MEIO SUPORTE DE RESÍDUO DA CONSTRUÇÃO
CIVIL APLICADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação submetida à Coordenação do
Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e
Gestão Ambiental do Instituto Federal do
Ceará como requisito para obtenção do
título de Mestre em Tecnologia e Gestão
Ambiental.

Aprovada em: 30/05/2020

BANCA EXAMINADORA



Profa. Titular Glória Maria Marinho Silva – IFCE Campus Fortaleza



Profa. Dra. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa – IFCE Campus Fortaleza

TECIA VIEIRA

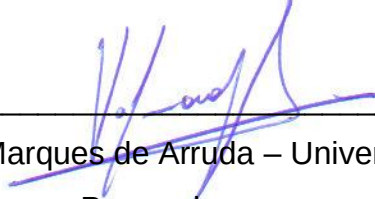
CARVALHO:36200964300

Assinado de forma digital por TECIA

VIEIRA CARVALHO:36200964300

Dados: 2020.07.27 10:25:17 -03'00'

Profa. Dra. Técia Vieira Carvalho – IFCE Campus Fortaleza



Prof. Dr. Valmir Cristiano Marques de Arruda – Universidade Federal Rural de
Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus pela vida, saúde, família e pela realização de todos os meus sonhos.

Às minhas orientadoras, Glória Maria Marinho Silva e Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa pela paciência, compreensão e dedicação a esta pesquisa.

À Professora Waleska Eloi por toda ajuda durante o mestrado e pela torcida neste momento final.

Ao Professor Olívio Brito, IFCE-Campus Maracanaú, pelo esforço na etapa inicial desta pesquisa.

Aos companheiros de laboratório, Victória, Henrique e Cléber por terem me ajudado nas análises físico-químicas desta pesquisa.

A todos os professores que compartilharam seu conhecimento comigo, desde a época da graduação em Química na UECE e graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária no IFCE.

À minha mãe por não ter abandonado a mim e minhas irmãs no momento mais difícil de nossas vidas, sendo até hoje uma coluna em nossas vidas.

Ao meu pai, José Maria Azevedo, por me ensinar a colocar Deus em primeiro lugar em todos os meus planos.

À minha avó Sara Ribeiro que me educou, criou e me ensinou a ter paciência e a confiar em Deus.

À minha esposa pelo apoio nos estudos e vida profissional, e por dividirmos todas as conquistas juntos.

Aos parentes queridos que me ensinaram a ser o homem que sou, meus avôs Raimundo Azevedo (*in Memoriam*) e Francisco Lima (*in Memoriam*), minha avó Francisca Meneses Azevedo (*in Memoriam*), e ao meu tio Doutor José Alves da Silva (*in Memoriam*). Quanta Saudade! Nunca esquecerei vocês.

Às minhas tias, Maria das Graças, Maria de Fátima, Dra. Maria José e ao meu tio Xavier, pelo carinho e por terem acreditado em mim durante o ensino médio e graduação.

Aos meus primos Carlos Eduardo, Carla e Gabriel por termos divididos tantos momentos bons e também momentos difíceis.

À minha prima, Márcia Azevedo, pelo carinho e disponibilidade de ajudar em qualquer momento.

Ao Secretário de Agricultura, Pesca, Meio Ambiente e Defesa Civil de Cascavel, Vladir Ibiapina Meireles, pela ajuda durante todo o mestrado. Muito obrigado!

Ao senhor Ednildo Holanda, Funcionário da Companhia de Água e Esgoto do Ceará, pelo apoio financeiro e pela amizade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de mestrado concedida.

RESUMO

Nos últimos anos o problema da escassez de água doce tem se agravado, devido a vários fatores, como o aumento populacional e a poluição dos corpos hídricos por esgotos *in natura*. Para o tratamento desses esgotos, existem tecnologias como filtros biológicos com diferentes configurações de baixo custo e com simplicidade operacional. Nesta pesquisa avaliou-se o desempenho de um filtro biológico com aeração natural com fluxo descendente, preenchido com meio suporte de bloco cerâmico no tratamento de esgoto doméstico sintético. O bloco cerâmico é um insumo bastante utilizado na construção civil. O filtro possuía 1 m² de área superficial e 70 cm de altura, dos quais 35 cm estavam preenchidos com partes de bloco cerâmico (tamanho inferior a 10 cm). O esgoto doméstico sintético era introduzido no filtro até saturar e cobrir em 5 cm o meio suporte. A alimentação do sistema era realizada uma única vez por semana, às segundas-feiras, dia que se iniciava cada ciclo, com duração total de 7 dias. A operação foi realizada por 15 ciclos, entre o dia 19 de agosto e 02 de dezembro de 2019. Foi realizado o monitoramento físico-químico do esgoto doméstico sintético, considerado o tempo reacional (TR) de 0 h, e do efluente tratado nos TR de 48 h, 72 h e 168 h do filtro. Devido à flutuação da concentração da demanda química de oxigênio (DQO) no esgoto doméstico sintético, as 15 semanas de operação foram divididas em fase 1 (semanas 1 e 2) com a DQO variando entre 300 mg.L⁻¹ e 520 mg.L⁻¹, fase 2 (semanas 3 a 11) com a DQO menor que 200 mg.L⁻¹ e fase 3 (semanas 12 a 15), na qual foi adicionada sacarose como fonte de carbono, com DQO superior a 1.000 mg.L⁻¹. O esgoto doméstico sintético usado na alimentação TR 0 h apresentou, nas fases 1, 2 e 3, os valores médios de pH de 5,83 ± 0,43, 5,47 ± 0,61, 5,45 ± 0,09, respectivamente, nitrogênio amoniacal de 1,77 ± 0,11 mg.L⁻¹, 1,94 ± 0,21 mg.L⁻¹, 1,56 ± 0,22 mg.L⁻¹, fósforo total de 0,78 ± 0,06 mg.L⁻¹, 1,19 ± 0,32 mg.L⁻¹, 1,10 ± 0,20 mg.L⁻¹ e DQO de 439,57 ± 74,00 mg.L⁻¹; 112,23 ± 37,29 mg.L⁻¹; 1.239,78 ± 174,25 mg.L⁻¹. Como as concentrações de DQO na fase 1 e 2 eram baixas, a partir da semana 12, início da fase 3, foi adicionado 300 g de sacarose na alimentação do sistema, para observar o comportamento de remoção de DQO, em maiores concentrações. O monitoramento do efluente tratado TR 168 h, durante as fases 1, 2 e 3, apresentou as seguintes eficiências de remoção para nitrogênio amoniacal (76,87 ± 3,18%, 81,50 ± 2,46% e 69,97 ± 7,70%), fósforo total (51,47 ± 35,09%, 57,97 ± 16,34%, 65,9 ± 9,77%) e DQO (45,16 ± 28,11%; 76,72 ± 24,60%; 75,15 ± 6,44%). A adição de sacarose na alimentação do filtro na fase 3 promoveu diminuição na eficiência de remoção de DQO, aumento da eficiência de remoção de fósforo total e diminuição da eficiência de remoção de amônia. Assim, o filtro biológico em estudo mostrou-se eficiente, podendo ser considerado como uma alternativa viável para o tratamento de esgotos domésticos a ser aplicado na remoção de poluentes convencionais.

Palavras-chave: Filtro biológico. Esgoto doméstico sintético. Bloco cerâmico.

ABSTRACT

In recent years, the problem of fresh water scarcity has been aggravated, due to several factors, such as population growth and pollution of water bodies by raw sewage. For the treatment of these sewers, there are technologies such as biological filters with different low-cost configurations and with operational simplicity. In this research, the performance of a biological filter with natural aeration with downward flow, filled with ceramic block support medium in the treatment of synthetic domestic sewage was evaluated. The ceramic block is an input widely used in civil construction. The filter had 1 m² of surface area and 70 cm in height, of which 35 cm were filled with parts of ceramic block (size less than 10 cm). Synthetic domestic sewage was introduced into the filter until it saturated and covered the support medium in 5 cm. The system was fed only once a week, on Mondays, the day that each cycle started, with a total duration of 7 days. The operation was carried out for 15 cycles, between August 19 and December 2, 2019. Physical-chemical monitoring of the synthetic domestic sewage was performed, considering the reaction time (RT) of 0 h, and the effluent treated in the TR 48 h, 72 h and 168 h of the filter. Due to fluctuation in the concentration of chemical oxygen demand (COD) in synthetic domestic sewage, the 15 weeks of operation were divided into phase 1 (weeks 1 and 2) with COD ranging between 300 mg.L⁻¹ and 520 mg.L⁻¹, phase 2 (weeks 3 to 11) with COD less than 200 mg.L⁻¹ and phase 3 (weeks 12 to 15), in which sucrose was added as a carbon source, with COD greater than 1,000 mg.L⁻¹. The synthetic domestic sewage used in the TR 0 h supply presented, in phases 1, 2 and 3, the average pH values of 5.83 ± 0.43 , 5.47 ± 0.61 , 5.45 ± 0.09 , respectively, ammoniacal nitrogen of 1.77 ± 0.11 mg.L⁻¹, 1.94 ± 0.21 mg.L⁻¹, 1.56 ± 0.22 mg.L⁻¹, total phosphorus of 0.78 ± 0.06 mg.L⁻¹, 1.19 ± 0.32 mg.L⁻¹, 1.10 ± 0.20 mg.L⁻¹ and COD of 439.57 ± 74.00 mg.L⁻¹; 112.23 ± 37.29 mg.L⁻¹; $1,239.78 \pm 174.25$ mg.L⁻¹. As the COD concentrations in phase 1 and 2 were low, from week 12, beginning of phase 3, 300 g of sucrose was added to the system feed, in order to observe the COD removal behavior, in higher concentrations. The monitoring of the treated effluent TR 168 h, during phases 1, 2 and 3, showed the following removal efficiencies for ammoniacal nitrogen ($76.87 \pm 3.18\%$, $81.50 \pm 2.46\%$ and $69.97 \pm 7.70\%$), total phosphorus ($51.47 \pm 35.09\%$, $57.97 \pm 16.34\%$, $65.9 \pm 9.77\%$) and COD ($45.16 \pm 28.11\%$; $76, 72 \pm 24.60\%$; $75.15 \pm 6.44\%$). The addition of sucrose to the filter feed in phase 3 promoted a decrease in the COD removal efficiency, an increase in the total phosphorus removal efficiency and a decrease in the ammonia removal efficiency. Thus, the biological filter under study proved to be efficient and can be considered as a viable alternative for the treatment of domestic sewage to be applied in the removal of conventional pollutants.

Keywords: Biological filter. Synthetic domestic sewage. Ceramic block.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Exemplo de um filtro biológico.	14
Figura 2 - Fluxo hidráulico, a) cocorrente e b) contracorrente.....	16
Figura 3 - Camadas do biofilme no meio suporte.....	20
Figura 4 - Principais mecanismos envolvendo nitrogênio no biofilme.	27
Figura 5 - Localização da área de estudo, na qual foi construído o filtro biológico aeróbio para tratamento de águas cinzas.	38
Figura 6 - Sistema implantado.....	39
Figura 7 - Bloco cerâmico.....	40
Figura 8 - Detalhamento do bloco cerâmico.....	40
Figura 9 - FBA (Bloco cerâmico).	41
Figura 10 - Perfil longitudinal do sistema proposto.....	42
Figura 11 - Perfil transversal do sistema proposto.	42
Figura 12 - Estrutura química da Sacarose.....	51
Figura 13 - Tela do software PAST.	52
Figura 14 - Exemplo de aplicação do Teste de Tukey.	53
Figura 15 - Frações de amônia por faixa de pH.	55
Figura 16 - Monitoramento do pH em T 0 h e T 168 h.....	59
Figura 17 - Concentração de esgoto doméstico sintético, efluente tratado e consumo/produção de alcalinidade.	59
Figura 18 - Monitoramento da DQO em T 0 h e T 168 h.....	61
Figura 19 - Concentração de esgoto doméstico sintético, efluente tratado e taxa de remoção de DQO ao longo do tratamento.....	62
Figura 20 - Monitoramento da amônia em T 0 h e T 168 h.	68
Figura 21 - Concentração de esgoto doméstico sintético, efluente tratado e taxa de remoção de amônia ao longo do tratamento.	69
Figura 22 - Monitoramento de fósforo em T 0 h e T 168 h.	73
Figura 23 - Monitoramento de fósforo em T 0 h e T 168 h.	74
Figura 24 - Eficiência de remoção de DQO, amônia e fósforo total.	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estágios de formação do biofilme.	18
Tabela 2 - Formação do biofilme de acordo com o tempo de contato.....	19
Tabela 3 - Mecanismos de remoção de poluentes.	23
Tabela 4 – Classificação de micro-organismos, de acordo com a fonte de energia e de carbono.	24
Tabela 5 - Formas da amônia em solução aquosa.	25
Tabela 6 - Pesquisas realizadas com filtros biológicos.	31
Tabela 7 – Pesquisas atuais com diferentes tipos de aeração.....	34
Tabela 8 - Parâmetros e valores em legislação.	37
Tabela 9 - Volumes de cada filtro e porosidade.	40
Tabela 10 - Informações do design dos filtros.....	41
Tabela 11 - Parâmetros estudados e técnicas utilizadas.	44
Tabela 12 - Composição do efluente sintético simulando água cinza doméstica.....	50
Tabela 13 - Caracterização físico-química do esgoto doméstico sintético.	54
Tabela 14 - Classificação típica de esgoto doméstico.....	57
Tabela 15 - Taxa de carregamento na alimentação e de resíduos após tratamento.	63
Tabela 16 – Taxa de oxigênio consumido na remoção de DQO durante o tratamento.	65
Tabela 17 - Taxa de carregamento de nitrogênio amoniacal antes e após o tratamento.	70
Tabela 18 - Taxa de carregamento e de resíduos antes e após o tratamento	75
Tabela 19 - Eficiência média de remoção de poluentes alcançada.....	79

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS.....	13
2.1	Objetivo geral.....	13
2.2	Objetivos específicos.....	13
3	REVISÃO DE LITERATURA	14
3.1	Filtro biológico com crescimento aderido submerso em leito fixo (FBAS)	14
3.2	Elementos atuantes no tratamento de esgotos em filtros biológicos	17
3.3	Mecanismos de remoção e transformação de poluentes	22
3.4	Experiências no tratamento de esgoto doméstico com filtros biológicos com meio suporte submerso	29
3.5	Legislação estadual e federal.....	37
4	MATERIAIS E MÉTODOS	38
4.1	Local da pesquisa	38
4.2	Filtro Biológico Aeróbio (FBA)	38
4.3	Operação e monitoramento	43
4.4	Esgoto doméstico sintético.....	49
4.5	Análise estatística	51
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	54
5.1	Caracterização físico-química do esgoto doméstico sintético	54
5.2	Monitoramento físico-químico do efluente tratado	58
5.2.1	<i>pH</i>	58
5.2.2	<i>Demanda química de oxigênio (DQO)</i>	60
5.2.3	<i>Nitrogênio amoniacal</i>	67
5.2.4	<i>Fósforo total (P)</i>	73
5.3	Eficiência global de tratamento.....	79
6	CONCLUSÕES	82
7	SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	84
	REFERÊNCIAS.....	86

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, no mundo todo enfrenta-se o problema de escassez de água doce. Esse é um problema crescente e os corpos hídricos existentes não estão suportando o aumento do consumo de água. Aos poucos os recursos hídricos estão sendo insuficientes para a crescente demanda (ALMUKTAR *et al.*, 2018). Para Ibrahim *et al.* (2020) o crescimento populacional, juntamente com o desenvolvimento industrial e as mudanças climáticas pressionam fortemente os recursos hídricos, em quantidade e qualidade.

Devido ao problema da escassez de água doce, desperta-se a necessidade de pensar em alternativas. Uma delas é a utilização de fontes de água não convencionais para compensar o aumento da demanda por água de boa qualidade. O tratamento e reuso de águas residuárias domésticas é uma alternativa ao aumento do consumo de água, seja pela população, pela irrigação ou pela indústria (IBRAHIM *et al.*, 2020; ALMUKTAR *et al.*, 2018; NOORI *et al.*, 2014). Rehman *et al.* (2020) e Alkhamisi e Ahmed (2014) destacam que, no mundo, 10% da água é consumida em atividades residenciais e recreacionais, 20% em indústrias e, aproximadamente 70% na agricultura.

Simultaneamente ao consumo de água há a geração de águas residuárias ou esgotos. Vários poluentes estão presentes nos esgotos domésticos, dentre eles, o nitrogênio, o fósforo e a matéria orgânica. Em quantidades excessivas, estes poluentes são capazes de promover a deterioração da qualidade da água e a degradação dos corpos hídricos, tendo como consequência a eutrofização (LAI *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2020; ZHOU *et al.*, 2017). Chang *et al.* (2019) e Feng *et al.* (2018) enfatizam que a eutrofização e a falta de água potável se tornaram problemas globais. Son *et al.* (2020) corroboram que a eutrofização de corpos hídricos tem impulsionado, mundialmente, o desenvolvimento de pesquisas sobre tratamento de esgotos.

No Brasil a situação não é diferente, o gerenciamento de esgoto sanitário ainda é um problema e existe um déficit elevado de sistemas de coleta e tratamento de efluentes domésticos. Conforme o Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS), em 2017, o índice de atendimento total com rede de esgoto no país foi de 52,4% e o índice de tratamento dos esgotos gerados de 46%. Das 5 macrorregiões brasileiras, o Nordeste está em 4º lugar com índices de atendimento total com rede de esgoto de 26,9% e de tratamento dos esgotos gerados de 34,7%. A

não existência de rede coletora de esgoto e a ausência de tratamento adequado degradam o meio ambiente, principalmente solos e águas.

Como solução de baixo custo existem os filtros biológicos (FB) que estão sendo amplamente utilizados no tratamento de esgotos. Se destacam competitivamente por suportarem maiores cargas de poluentes por unidade de volume, menor consumo de energia e menor geração de lodo em relação a outras tecnologias (SON *et al.*, 2020; KIM *et al.*, 2015).

O filtro biológico avaliado neste estudo é aeróbio, ou seja, aerado naturalmente e foi preenchido com resíduo da construção civil (partes de bloco cerâmico), com tamanho inferior a 10 cm. O material de enchimento, também chamado de meio suporte, serve para formação do biofilme e fixação da biomassa em sua superfície. Após o tratamento o efluente pode ser utilizado para a irrigação de paisagística, lavagem de calçadas, etc., em centros urbanos ou em locais de escassez de água, atenuando os efeitos da seca.

O bloco cerâmico é muito utilizado em construções, porém, parte desse material é convertido em entulho no final da obra ou é gerado em demolições, sendo considerado resíduo da construção civil. Quando descartado inadequadamente gera efeitos negativos ao solo e corpos hídricos. Portanto, a reutilização desse material, além de baratear o tratamento de esgotos, colabora para conservação do meio ambiente. Segundo a Secretaria de Conservação e Serviços Público de Fortaleza, no ano de 2019, foram gerados aproximadamente 232.446,64 m³ de resíduos proveniente de obras, reformas e demolições, os quais são constituídos por materiais cerâmicos.

O filtro biológico proposto difere dos filtros biológicos convencionais, por não possuir aeradores e por utilizar bloco cerâmico com porosidade de 71,4%, possibilitando que a biomassa esteja também em suspensão nos interstícios do meio suporte.

Nesse contexto, o objetivo central deste trabalho foi avaliar a performance de tratamento de esgoto doméstico sintético, utilizando um filtro biológico aeróbio preenchido com meio suporte submerso com elevada porosidade.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência de tratamento de um filtro biológico aeróbio, preenchido com resíduo da construção civil (bloco cerâmico) totalmente submerso com esgoto doméstico sintético.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o desempenho do filtro biológico na remoção de amônia;
- Verificar a retenção ou remoção de fósforo total no filtro biológico;
- Avaliar o desempenho de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) no filtro;
- Verificar como a alteração da carga de matéria orgânica, por meio da adição de sacarose, pode promover mudanças na eficiência de remoção dos parâmetros DQO, amônia e fósforo;
- Comparar o desempenho do resíduo da construção civil (bloco cerâmico) com outros materiais usados como meio suporte, conforme disponível na literatura.

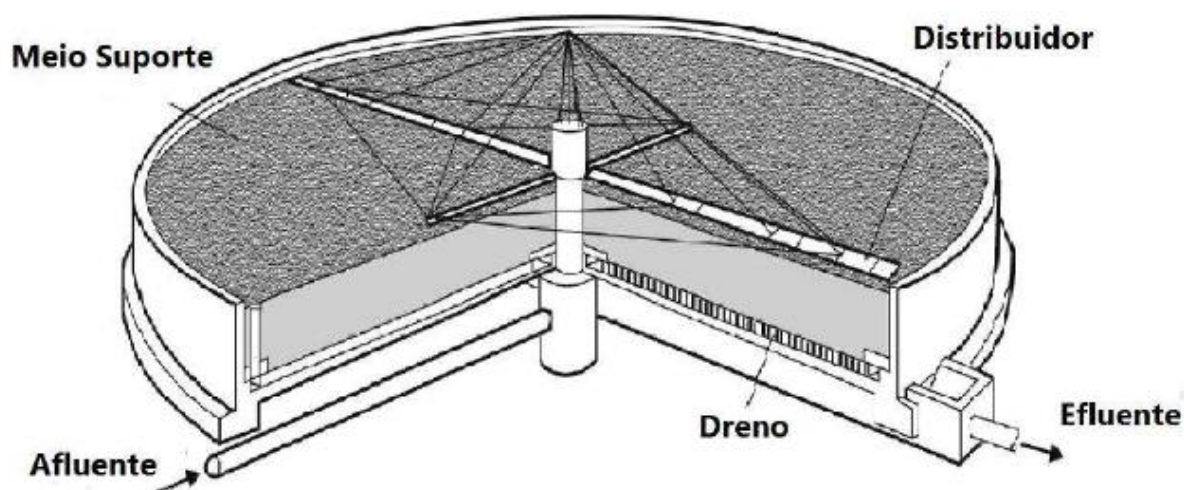
3 REVISÃO DE LITERATURA

Para entender o presente trabalho é necessário compreender o funcionamento de um filtro biológico, bem como, os elementos atuantes e mecanismos de remoção de poluentes.

3.1 Filtro biológico com crescimento aderido submerso em leito fixo (FBAS)

Moraes (2019) define filtro biológico submerso como reatores preenchidos por um meio suporte inerte e poroso, aonde os micro-organismos se aderem e pelo qual o fluxo de efluente ocorre no sentido descendente ou ascendente. O sistema de aeração pode ser forçado, com uso de bombas, ou natural, sem uso de bombas. Os sistemas de aeração natural ou aeróbios funcionam com uma configuração que permite um aporte de oxigênio no momento da distribuição do esgoto sobre o meio suporte. A Figura 1 ilustra o esquema de um filtro biológico, porém, diferentes configurações podem ser adotadas.

Figura 1 - Exemplo de um filtro biológico.



Fonte: Von Sperling, 2005.

Os filtros biológicos (FB) são sistemas de tratamento de esgoto que apresentam baixo custo e pouca complexidade, podendo ser utilizados em áreas rurais e suburbanas. São considerados sistemas de tratamento de águas residuais

locais ou descentralizado (RODRIGUEZ-GONZALEZ, 2020, USEPA, 2008, 1999). Os sistemas de tratamento de esgoto descentralizados possuem como principais vantagens o baixo custo de construção e a fácil operação (TAESOPAPONG E RATANATAMSKUL, 2020).

Dong *et al.* (2020) e Bao *et al.* (2016) acrescentam que os FB são usados no tratamento de esgotos e apresentam como vantagem a alta eficiência de purificação, que depende principalmente do crescimento do biofilme na superfície do meio suporte. O biofilme é constituído por uma variedade de micro-organismos que se formam gradualmente nas paredes dos poros internos e externos do meio suporte e que consumirão grande quantidade de substâncias orgânicas através de seu metabolismo (QIU *et al.*, 2010). Para Albuquerque (2012) a degradação completa dos poluentes das águas residuárias envolve um complexo processo de decomposição oxidativo entre os micro-organismos.

Os FB são capazes de atingir os seguintes níveis de tratamento biológico: oxidação de matéria orgânica, nitrificação secundária ou terciária, desnitrificação e remoção biológica de fósforo, a depender a configuração e estratégia operacional adotada (GONÇALVES E ROGALLA, 1992; PUJOL *et al.*, 1998). Oliveira (2012) relata que os filtros biológicos são mais utilizados como tratamento secundário, mas também atuam eficientemente no tratamento terciário, na remoção de nutrientes.

O FB com meio suporte utiliza o método da adsorção. Esta tecnologia vem sendo amplamente pesquisada, visto que é o método mais adequado para remoção de nitrogênio e fósforo, porém, com suas limitações (MESDAGHINIA *et al.*, 2010; YE *et al.*, 2006).

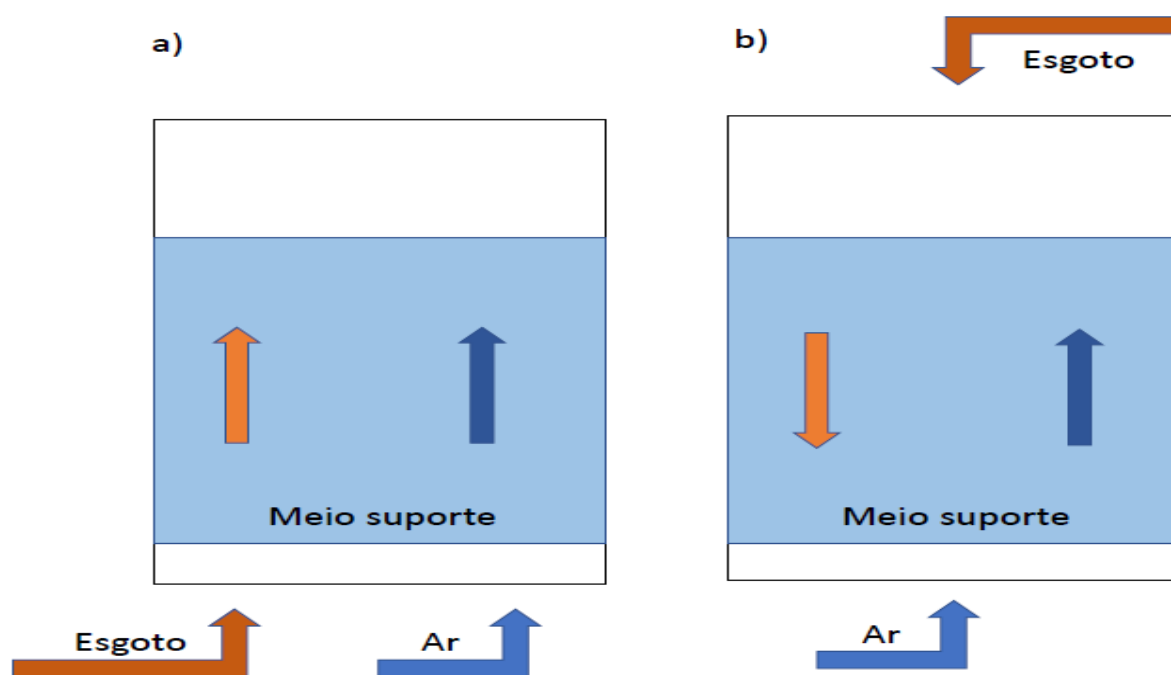
Para Petitjean *et al.* (2016) e Lopez-Ponnada *et al.* (2017) existem os filtros biológicos aerados e os filtros biológicos anóxicos. Os filtros biológicos aerados são nitrificantes e melhoram a remoção de SST e amônia (NH₃). Enquanto que, os filtros biológicos anóxicos promovem a desnitrificação e necessitam de uma fonte de carbono orgânico.

Os filtros biológicos, sem aeração, possuem remoção limitada de nitrogênio, e conseqüentemente podem servir de fonte significativa para contaminação das águas superficiais e subterrâneas (RODRIGUEZ-GONZALEZ ET AL., 2020). Por isso, foram desenvolvidas outras tecnologias, como sistemas aerados e decantadores primários/fossas sépticas, que combinadas com os FB podem aprimorar a remoção de poluentes como nitrogênio, sólidos suspensos totais (SST), demanda biológica de

oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total, etc. (MOUSSAVI ET AL., 2010).

Os filtros também podem assumir duas configurações para o fluxo hidráulico do esgoto. São eles: cocorrente - líquido e ar seguem no mesmo sentido; contracorrente - líquido e ar circulam em sentidos opostos (GONÇALVES *et al.*, 2001). A Figura 2 apresenta os tipos de fluxo hidráulico que podem ser adotados.

Figura 2 - Fluxo hidráulico, a) cocorrente e b) contracorrente.



Fonte: Adaptado de Gonçalves *et al.* (2001).

Usualmente o meio suporte é mantido sob imersão total ou parcial no processo de tratamento, sendo assim os filtros biológicos podem ser considerados reatores trifásicos (MORAES, 2019; OLIVEIRA, 2012; MENDONZA-ESPINOSA E STEPHENSON, 1999):

- Fase sólida: representada pelo meio suporte e pelos micro-organismos nele aderidos,
- Fase líquida: o esgoto em escoamento através do meio poroso, e;
- Fase gasosa: representada pela aeração artificial se houver, e gases produzidos nos processos de biodegradação dos poluentes.

A seguir será discutido a importância do meio suporte, assim como sobre os micro-organismos no tratamento biológico.

3.2 Elementos atuantes no tratamento de esgotos em filtros biológicos

- Meio suporte

O meio suporte, segundo Davis (1995), possui a função de possibilitar a aderência do biofilme microbiano, adsorver poluentes e filtrar o esgoto. Abdelhakeem *et al.* (2016) corrobora que a função do meio suporte é também promover o crescimento do biofilme, a adsorção de nutrientes, facilitar a sedimentação e filtração dos poluentes.

Pelissari (2017) e Abdelhakeem *et al.* (2016) reiteram que o meio suporte ou substrato é um dos elementos mais importantes na tentativa de alcançar altas eficiências de purificação de efluentes em sistemas de tratamento que utilizam biomassa aderida.

Além dessas funções o meio suporte deve apresentar boa permeabilidade (condutividade hidráulica) através dos poros que constituem o material utilizado, para que não haja colmatção ou entupimento do sistema. Outra característica importante é o potencial reativo para favorecer a adsorção de compostos inorgânicos presentes no esgoto, tais como a amônia (NH_3) e ortofosfato (PO_4^{3-}), que se dá por meio da adsorção por atração química dos elementos inorgânicos sobre a superfície dos grãos do meio suporte (VON SPERLING E SEZERINO, 2018; SEZERINO, 2006).

Sezerino (2006) explica que o meio suporte deve ter boa condutividade hidráulica, ou seja, facilidade com que o líquido se movimenta no meio suporte, e promova a adsorção de íons fósforo e amônio. Para Peng *et al.* (2020) o meio suporte e o modo de alimentação utilizados afetam diretamente o desempenho dos filtros.

Moraes (2019) e Gonçalves *et al.* (2001) recomendam algumas características necessárias para que o meio suporte ofereça boa eficiência ao sistema: elevada área superficial; resistência estrutural a impactos; possuir estrutura porosa para evitar obstruções; ser leve e; ser biologicamente inerte e quimicamente estável.

Moraes (2019) afirma que o biofilme pode se desenvolver em qualquer superfície, desde que exposta a um ambiente aquoso. Dessa forma, o meio suporte pode ser constituído por diversos materiais, sólidos naturais (ex.: brita e areia) ou artificiais (ex.: plásticos).

O processo de formação do biofilme na parede do meio suporte ocorre em 3 estágios, definidos pela sua espessura fina, intermediária e elevada (IWAI E KITAO, 1994). A Tabela 1 apresenta as características dos estágios de formação do biofilme.

Tabela 1 - Estágios de formação do biofilme.

Espessura do biofilme	Características principais
Fina	- Filme fino; - Não cobre toda a área superficial do meio suporte; - Crescimento bacteriano (taxa logarítmica); - Os micro-organismos crescem nas mesmas condições (crescimento similar ao de uma biomassa dispersa).
Intermediária	- Espessura do biofilme torna-se maior; - Taxa de crescimento bacteriano constante; - Espessura da camada ativa permanece inalterada, e independe do aumento da espessura total do biofilme; - Se o suprimento de matéria orgânica for limitado, os micro-organismos assumirão metabolismo suficiente apenas para a sua manutenção, não havendo mais crescimento bacteriano; - Se o suprimento de matéria orgânica for inferior ao suficiente para sua manutenção, a espessura do biofilme se tornará menor.
Elevada	- Espessura do biofilme atinge tamanho máximo; - Crescimento bacteriano é contraposto pela morte dos micro-organismos, consumo por outros micro-organismos e pela tensão de cisalhamento; - Partes do biofilme podem ser desprendidas do meio suporte; - Se o biofilme continuar a crescer, sem se desprender do meio suporte, ocorrerá colmatação do filtro biológico.

Fonte: Iwai e Kitao, 1994.

Para Dong *et al.* (2020) à medida que o tempo passa, o biofilme se torna mais espesso, o canal do fluxo de esgoto vai se tornando mais estreito e aumentando a resistência à passagem do fluxo, aumenta-se a perda de carga, consequentemente, o fluxo se torna mais difícil e pode ocorrer o entupimento do filtro.

Uma outra compreensão do crescimento do biofilme no meio suporte é apresentada por Dong *et al.* (2020). Os autores explicam a formação do biofilme partir

do tempo de contato entre micro-organismos e meio suporte, como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Formação do biofilme de acordo com o tempo de contato.

Etapas	Características
Adesão inicial bacteriana	• Taxa de crescimento do biofilme é lenta.
Desenvolvimento do biofilme	• Após 7 dias a domesticação está concluída e os micro-organismos se adaptaram ao novo ambiente; • A taxa metabólica aumenta e eles começam a se multiplicarem rapidamente exibindo uma taxa de crescimento logarítmico.
Maturação do biofilme	• Após 27 dias o biofilme está mais espesso podendo ser observado também nas paredes do reator; • Índice de vazios também diminui; • Crescimento e morte de micro-organismos, periodicamente.

Fonte: Dong *et al.*, 2020.

A presença de comunidades bacterianas abundantes, em forma de bastonetes ou lineares, indicam a maturidade e formação bem-sucedida do biofilme (NIKOONAHAD *et al.*, 2017).

Martínez (2014) afirma que uma grande variedade de materiais vem sendo testada, como areia, brita, escória, turfa, serragem, zeólitas, entre outros. Porém, a desvantagem é o desconhecimento de suas características e sua aptidão para ser usado em sistemas de filtração. Para Brix e Arias (2005) e Saeed e Sun (2012) o conhecimento das propriedades físicas e químicas do material, como pH, porosidade, condutividade hidráulica, teor de matéria orgânica, tamanho da partícula e área superficial são características importantes para o processo de filtração e formação do biofilme, onde impera a atividade microbiana.

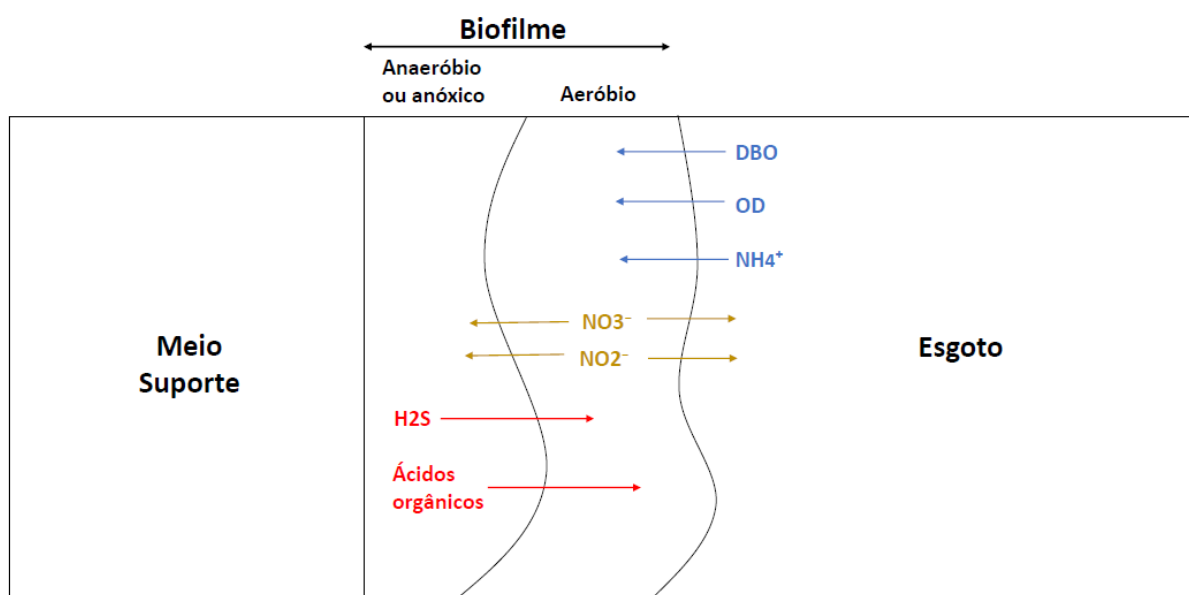
O biofilme que se forma na parede do meio suporte é essencial para fornecimento de área superficial para aderência e colonização de micro-organismos responsáveis pelo tratamento das águas residuárias (GULLICKS *et al.*, 2011).

Gebara (2006) explica também que pode ocorrer o desbastamento do biofilme. Este processo ocorre quando porções do biofilme são removidas/desprendidas da parede do meio suporte devido fluxo muito turbulento,

retrolavagem ou quando há depleção de oxigênio e nutrientes nas camadas internas do meio suporte.

Von Sperling (1996) explica que os reatores/filtros aeróbios que utilizam meio suporte, são chamados de reatores aeróbios de biomassa aderida. Neste tipo de tratamento pode ocorrer o decaimento da concentração de oxigênio à medida que este penetra nas camadas do biofilme, podendo haver camadas anóxicas e anaeróbias no biofilme. A Figura 3 ilustra as camadas do biofilme no meio suporte.

Figura 3 - Camadas do biofilme no meio suporte.



Fonte: Von Sperling, 2011.

Godoy (2007) afirma que a penetração dos nutrientes e oxigênio no biofilme é importante para a determinação das taxas das reações no reator/filtro. A situação ideal ocorre quando os substratos penetram completamente as camadas do biofilme, resultando em reações limitadas apenas pelas taxas máximas das reações bioquímicas.

- Micro-organismos

Como apresentado acima os micro-organismos são muito importantes no tratamento biológico. Os filtros apresentam uma diversidade muito grande de micro-organismos, destacando-se as bactérias e arqueas (KADLEC; WALLACE, 2009; BADEJO *et al.*, 2017).

O surgimento e predominância destes micro-organismos está diretamente relacionado com as condições do ambiente ao seu redor, disponibilidade de oxigênio e carbono, temperatura, potencial redox e do tipo de meio suporte (VON SPERLING E SEZERINO, 2018). Fadanelli *et al.* (2019) corroboram que a presença de micro-organismos ou microfauna está relacionada com meio suporte usado e com o fluxo hidráulico adotado, vertical ou horizontal.

Como apresentado anteriormente, o meio suporte é o local onde ocorre a fixação destes micro-organismos e, conseqüentemente, a formação do biofilme. O biofilme é constituído por micro-organismos e produtos extracelulares que se fixam sobre o material sólido, formando uma camada volumosa e espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme (VON SPERLING E SEZERINO, 2018). Para Machado (2016), os micro-organismos estão presentes no afluente e começam a se desenvolver já nos primeiros ciclos de alimentação ou enchimento do reator.

O oxigênio presente no meio pode ser consumido gradualmente pelos micro-organismos que formam o biofilme até concentrações baixas que caracterizam o meio como anóxico ou anaeróbio, desencadeando o desenvolvimento de outras comunidades de micro-organismos. Logo, o meio pode assumir três condições, aeróbia, anaeróbia e anóxica. Decezaro *et al.* (2019) acrescentam que a concentração de oxigênio está relacionada com a porosidade do meio, entendido como, quanto mais poroso o meio maiores são as concentrações de oxigênio.

Quando o meio for predominantemente aeróbio ocorrerá a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e, posteriormente a nitrato, processo conhecido como nitrificação. Quando o meio for anóxico ocorrerá a conversão do nitrato e nitrito em nitrogênio gasoso, ou seja, a desnitrificação, e quando o meio for anaeróbio ocorrerá a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos (VON SPERLING E SEZERINO, 2018). Para Lai *et al.* (2020) e Pan *et al.* (2017) estes processos são incapazes de ocorrer simultaneamente.

Kadlec *et al.* (2000) relatam que importantes transformações de nitrogênio, ferro, enxofre e carbono resultam de processos microbianos. Pelissari (2017) afirma que é cada vez mais discutido e aceito por pesquisadores, que a maioria dos poluentes nos filtros biológicos é removida via atividade microbiana.

Os micro-organismos podem usar vários poluentes orgânicos e inorgânicos em seu metabolismo para produção de energia e novas células. Essa atividade metabólica pode remover contaminantes e decompor poluentes perigosos em subprodutos não tóxicos e simples (RAJASULOCHANA E PREETHY, 2016).

Todavia, os micro-organismos presentes no biofilme não podem degradar todos os poluentes e, nem inativar patógenos nas águas residuais. Além disso, alguns poluentes complexos ou de difícil remoção exigem um consórcio de diferentes micro-organismos que podem não ser encontrados simultaneamente no ambiente natural (IBRAHIM *et al.*, 2020).

3.3 Mecanismos de remoção e transformação de poluentes

Segundo Sezerino (2006) e Mello (2016), a remoção de poluentes ocorre devido a presença de micro-organismos e ao meio suporte utilizado no filtro, por meio de processos físicos, químicos e biológicos.

Lai *et al.* (2020) defende que a remoção de poluentes, tais como, nitrogênio e matéria orgânica, pode ocorrer predominantemente através de 5 processos: degradação microbiana, filtração, adsorção no substrato, precipitação e volatilização.

Cooper *et al.* (1996) apresenta os principais mecanismos de remoção de poluentes, matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, na Tabela 3.

Tabela 3 - Mecanismos de remoção de poluentes.

Constituinte	Mecanismo de remoção
Matéria orgânica	Degradação microbiológica aeróbia ou anaeróbia
	Amonificação seguido de nitrificação e desnitrificação
Nitrogênio	Absorção por plantas
	Adsorção ao meio suporte
	Volatilização da amônia
	Adsorção ao meio suporte
Fósforo	Precipitação química
	Absorção e armazenamento por micro-organismos

Fonte: adaptado de Cooper *et al.*, 1996.

- **Matéria orgânica**

Para Mello (2016) a quantificação da remoção de matéria carbonácea é, geralmente, representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e pela demanda química de oxigênio (DQO). Von Sperling (2005), explica que DBO e DQO são os principais indicadores de poluição orgânica. A DBO indica indiretamente a concentração de matéria orgânica biodegradável através da demanda/consumo de oxigênio exercida por micro-organismos através da sua respiração. E a DQO indica a concentração de matéria orgânica, biodegradável ou não, baseado na concentração de oxigênio consumido necessário para oxidar a matéria orgânica.

A degradação da matéria orgânica ocorre na maior parte das vezes na presença de oxigênio dissolvido, por micro-organismos e, principalmente, por bactérias que estão aderidas ao meio suporte. Também ocorre através da degradação anaeróbia, em baixas concentrações de oxigênio, geralmente em sistemas saturados (SEZERINO, 2006).

Sezerino (2006) explica que a degradação microbiana ocorre porque os micro-organismos precisam de energia e carbono para sua reprodução e metabolismo. As fontes de energia e carbono são obtidas através de reações de oxidação/redução de

compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos efluentes, captação de luz solar, carbono orgânico e dióxido de carbono.

Segundo Metcalf e Eddy (2016) os micro-organismos podem ser classificados em autotróficos e heterotróficos. Os autotróficos utilizam como fonte de carbono o dióxido de carbono (CO_2). Enquanto que os heterotróficos utilizam como fonte de carbono o carbono orgânico. A classificação dos micro-organismos de acordo com a fonte de carbono e de energia é apresentada no Tabela 4.

Tabela 4 – Classificação de micro-organismos, de acordo com a fonte de energia e de carbono.

Classificação		Fonte de energia	Fonte de carbono
Autótrofos	Fotoautotróficos	Luz	Dióxido de carbono
	Quimioautotróficos	Reações inorgânicas de oxi-redução	
Heterótrofos	Quimioheterotróficos	Reações inorgânicas de oxi-redução	Carbono orgânico
	Fotoheterotróficos	Luz	

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy, 2016.

Segundo Sezerino (2006) a presença de poluentes nos efluentes está relacionada com a quantidade de material sólido no meio, como a matéria orgânica e metais pesados.

Para Cooper *et al.* (1996) a remoção dos sólidos em suspensão ocorre através de dois mecanismos, a filtração e a sedimentação. Estes mecanismos estão relacionados às baixas velocidades de percolação do efluente pelo meio suporte. A reduzida velocidade do efluente no meio deve-se ao meio suporte que está sendo usado.

Sezerino (2006) explica que a medida que o efluente percola através do meio suporte, a condutividade hidráulica do material tende a ser diminuída devido a retenção de sólidos suspensos e ao crescimento do biofilme nas paredes do meio suporte e nas paredes do filtro.

Platzer e Mauch (1997) fazem importante consideração a respeito da aplicação de esgoto através de pulsos. Eles explicam que a aplicação de efluentes com vários pulsos reduz a colmatação, pois promove a aeração do meio e a rápida biodegradação da matéria orgânica, onde se incluem os sólidos suspensos voláteis.

- Nitrogênio

De acordo com Pan *et al.* (2017) e Mello (2016), a remoção, transformação e eliminação do nitrogênio ocorrem por meio de processos físicos, químicos e biológicos, como a amonificação, nitrificação, desnitrificação, volatilização, e adsorção no meio suporte utilizado.

Segundo Mello (2016), a amonificação é o processo no qual o nitrogênio orgânico é transformado em nitrogênio inorgânico, prioritariamente em nitrogênio amoniacal, nas formas íon amônio (NH_4^+) ou amônia livre (NH_3), a depender do pH do meio. Oliveira (2012) corrobora que a amônia existe em solução aquosa, na forma de íon amônio (NH_4^+) e na forma livre, não ionizada (NH_3), conforme a equação 1.



A Tabela 5 apresenta as formas predominantes de amônia a depender do pH do meio.

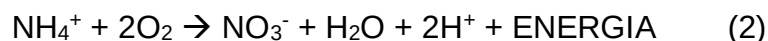
Tabela 5 - Formas da amônia em solução aquosa.

pH	Forma predominante
<8,0	NH_4^+
=9,5	50% NH_3 e 50% NH_4^+
>11	NH_3

Fonte: Oliveira, 2012.

O autor explica que a amônia ionizada (NH_4^+) pode provocar consequências ambientais graves, uma vez que o íon NH_4^+ é tóxico aos peixes, mesmo em baixas concentrações.

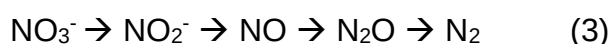
Para Zheng *et al.* (2019) e Mello (2016), a nitrificação é o processo no qual o íon amônio ou a amônia são oxidados a nitrito e, posteriormente, a nitrato. Para que a nitrificação ocorra é preciso haver disponibilidade de oxigênio dissolvido suficiente para que as reações ocorram. Essas reações são mediadas por gêneros de bactérias, *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* e *Nitrospira*. Segundo Yang *et al.* (2017) a nitrosomona é uma bactéria oxidante de amônia (AOB), *Nitrobacter* e *Nitrospira* são bactérias oxidante de nitrito (NOB). Ushiki *et al.* (2017) explicam as *Nitrospiras* residem no biofilme e podem oxidar nitrito em nitrato em ambiente com baixa concentração de oxigênio. A equação 2 apresenta a reação global de nitrificação.



Platzer (1999) explica que para atingir a nitrificação é necessário que o balanço de oxigênio no meio seja positivo. Sem ele a transformação de amônia em nitrato não é efetiva.

Decezaró *et al.* (2019) enfatizam que pode haver uma competição por oxigênio para realizar o processo de nitrificação e degradação da matéria orgânica. Essa competição ocorrerá se a carga de matéria orgânica for elevada, havendo consumo de oxigênio pelas bactérias nitrificantes e pelas bactérias heterotróficas que atuam na degradação carbonácea. Zheng *et al.* (2019) afirmam que a degradação da matéria orgânica tem vantagem sobre a nitrificação quando competem por oxigênio dissolvido.

Esteves (1998) explica que o processo de desnitrificação é anaeróbio, e que bactérias quimioheterotróficas reduzem o nitrato à óxido nítrico, óxido nitroso e, por fim, em nitrogênio gasoso, em condições anóxicas. Preferencialmente, a desnitrificação ocorre na região onde está o sedimento. Nessa região temos condições ideais, como baixas concentrações de oxigênio e disponibilidade de carbono orgânico, que serve de alimento às bactérias. Os produtos formados na desnitrificação, óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso, são gases e escapam do meio por volatilização. A equação 3 apresenta a reação global de desnitrificação.



Chang *et al.* (2019) apontam 5 gêneros de bactérias envolvidos na desnitrificação e que estão presentes no biofilme, são elas: *Azoarcus*, *Arcobacter*, *Flavobacterium*, *Comamonadaceae* e *Thauera*.

Son *et al.* (2020) acrescenta que a remoção biológica de nitrogênio requer um doador de elétrons, fonte de carbono, para realizar a desnitrificação, independentemente da configuração do processo, devido redução da concentração de matéria orgânica no efluente.

Lin *et al.* (2016) e Wang *et al.* (2019) relatam que a razão DQO/N pode afetar o desempenho da nitrificação e desnitrificação simultânea de duas formas: quando a relação DQO/N é muito alta, as bactérias heterotróficas se acumulam e inibem as bactérias autotróficas, resultando em menor eficiência da reação de nitrificação;

quando a relação DQO/N é baixa, a falta de matéria orgânica levará a uma diminuição na eficiência da desnitrificação. Portanto, carbono em excesso pode diminuir a atividade das bactérias autotróficas (nitrificação), logo, não teremos remoção de nitrogênio pois não há nitrato como reagente.

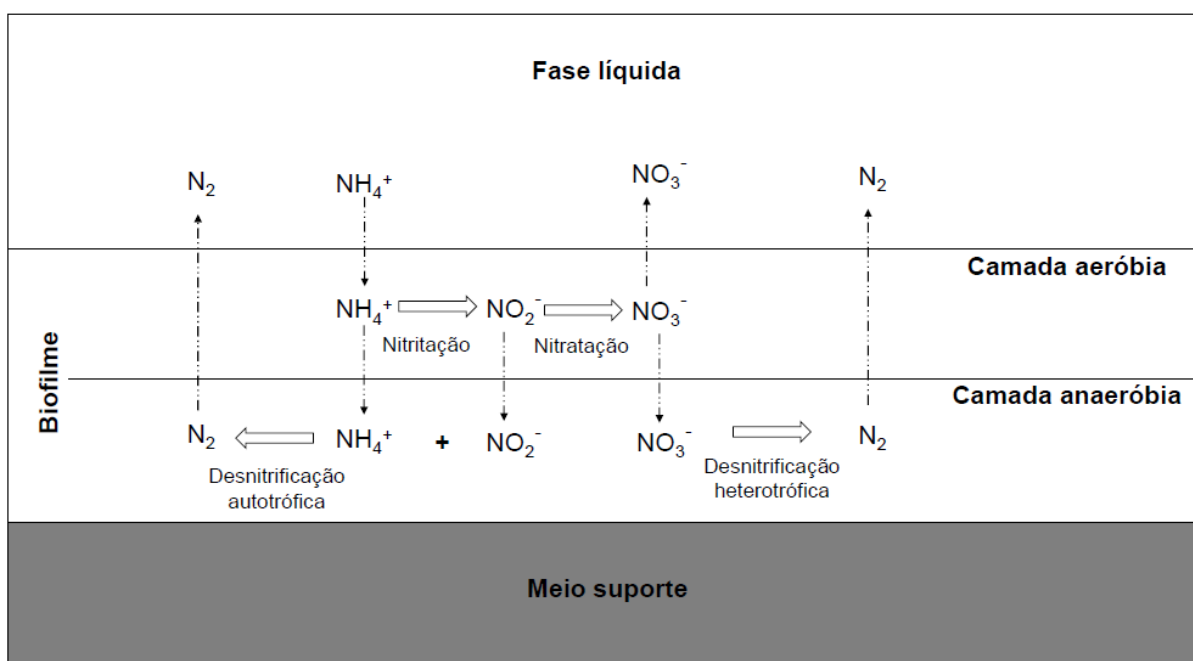
Li *et al.* (2020) e Zhang *et al.* (2018) relatam que o filo proteobacteria desempenha um papel dominante na remoção de nitrogênio em condições aeróbicas, anóxicas e anaeróbicas.

Pan *et al.* (2017) enfatizam que enquanto que para ocorrer o processo de nitrificação a concentração de oxigênio é fator limitante, para ocorrer a desnitrificação é necessário ter uma fonte de carbono orgânico e condições anaeróbicas ou anóxicas.

Li *et al.* (2020) pesquisando o tratamento de esgoto doméstico sintético com filtro biológico aerado preenchido com enxofre e pirita, alcançaram a nitrificação e a desnitrificação simultâneas com concentração ideal de OD de 1,2 a 1,5 mg / L.

A Figura 4 apresenta os principais mecanismos envolvendo nitrogênio no biofilme (HELMER-MADHOK *et al.*, 2002). A seta pontilhada representa difusão e a seta contínua transformação.

Figura 4 - Principais mecanismos envolvendo nitrogênio no biofilme.



Fonte: Adaptado de Helmer-Madhok *et al.*, 2002.

- Fósforo

Von Sperling (1996) explica que o fósforo pode ser encontrado nos efluentes na forma orgânica e inorgânica. Quando na forma orgânica temos proteínas, lipídeos e aminoácidos. E quando na forma inorgânica temos ortofosfato e polifosfato.

Existem vários processos responsáveis pela retenção e remoção do fósforo. Philippi e Sezerino (2004) e Lohmann (2011) enfatizam os processos físicos (filtração e sedimentação); químicos (precipitação, adsorção, complexação, troca iônica e mineralização) e; biológicos (degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia, absorção de nutrientes pelas plantas) como os principais responsáveis.

Desmidt *et al.* (2014) enfatizam que várias tecnologias são aplicadas para controlar a poluição hídrica por fósforo. Esses processos são classificados como métodos químicos, biológicos e físicos. Perera *et al.* (2019) explica que cada método possui desvantagens para a aplicação no tratamento de esgotos. Os métodos físicos são onerosos e pouco eficientes. A precipitação química produz grande quantidade de lodo, elevados custos devido ao uso de reagentes, exigência de neutralização do pH do efluente e eficiência não satisfatória para soluções diluídas de fósforo. E as tecnologias de tratamento biológico possuem operação complexa e alto consumo de energia.

Choi *et al.* (2016) e Fritzen e Benetti (2019) explicam que a adsorção é um método promissor de remoção de fósforo, principalmente no tratamento de águas residuárias com baixa concentração de fosfato, devido à menor produção de lodo, fácil operação e alta eficiência. Portanto, a remoção do fósforo usando adsorventes que tenham em sua composição óxidos de alumínio, óxidos de ferro, silicatos mesoporosos, lodo contendo alumínio, e cálcio, têm sido estudados. Yadav *et al.* (2015) corroboram que a utilização de métodos adsortivos tem como vantagens a facilidade de operação e eficiência de remoção, independente da concentração de fósforo no esgoto.

Fritzen e Benetti (2019) estudaram a adsorção do fósforo em casca de ovo calcinada testando o aumento progressivo da área superficial da casca de ovo e obtiveram eficiências inicial de 79% e final de 99,8%.

Na remoção biológica do fósforo, os sistemas de tratamento biológico são configurados para promover o crescimento de bactérias com a capacidade de absorver e armazenar o fósforo inorgânico. O fósforo é, então, incorporado na biomassa celular, que posteriormente é removido do reator, como lodo residual. As principais vantagens da remoção biológica do fósforo são os custos químicos reduzidos e a menor produção de lodo, quando comparado com a precipitação química (METCALF E EDDY, 2016).

Segundo Giustina (2009) a remoção de fósforo em reatores biológicos pode ser alcançada através da absorção do fósforo para realizar a síntese celular ou aumento da capacidade de armazenamento deste nutriente na forma de polifosfato pela biomassa. O autor explica que em reatores de biofilme, onde a biomassa é fixa ao meio suporte, esta não é renovada durante os ciclos de operação. Logo, para realizar a remoção de fósforo aderido no biofilme é necessário fazer a retrolavagem, na qual haverá a remoção de parte da biomassa aderida e se evitará o entupimento do leito filtrante.

3.4 Experiências no tratamento de esgoto doméstico com filtros biológicos com meio suporte submerso

A Tabela 6 apresenta uma série de trabalhos atuais, realizados utilizando filtros biológicos com biomassa aderida. Os trabalhos apresentaram bons resultados para remoção de DQO, amônia e fósforo total e, outros poluentes.

As principais diferenças entre os estudos são a utilização de diversificados meios suportes, tipos de aeração, fluxos de alimentação, e disposição dos reatores. Mas maior ênfase tem sido dada a utilização de diferentes meios suportes: material cerâmico (DONG *ET AL.*, 2020; SON *ET AL.*, 2020; PENG *ET AL.*, 2020); pneu triturado (RODRIGUEZ-GONZALEZ *ET AL.*, 2020); material plástico (TAESOPAPONG E RATANATAMSKUL, 2020; SHIN *ET AL.*, 2020). Portanto, é observado uma tendência de reutilizar materiais para que estes tenham maior vida útil e serem descartados na natureza como resíduo.

Dentre os estudos de performance de remoção de poluentes de esgotos domésticos é tendência mundial a utilização de filtros biológicos aerados (Gao e Ma,

2020) e não aerados inovadores (Taesopapong e Ratanatamskul, 2020), com diferentes condições de operação e configuração. Dentre as principais inovações estão a utilização de sistemas sem aeração forçada ou sem oxigenadores naturais (Rodriguez-Gonzalez *et al.*, 2020) e o uso de meio suporte reciclado de alguma atividade degradadora do meio ambiente (LI ET AL., 2020).

A procura por inovação busca não apenas as altas eficiências de remoção de contaminantes, mas também a redução de custos de implantação, operação e manutenção (HOLTMAN ET AL., 2018). Além da redução de custos, busca-se também a simplicidade operacional e a utilização de material que seriam lançados no meio ambiente, mas que podem ser utilizados no empacotamento de filtros biológicos (PENG ET AL., 2020).

Destaca-se também que os resultados satisfatórios de remoção em filtros biológicos não dependem unicamente do tipo de aeração e do meio suporte (HU ET AL., 2019). Diferentes variantes influenciam o desempenho de um reator, tais como: tipo de esgoto (Dong *et al.*, 2020; Son *et al.*, 2020; Chen *et al.*, 2020), taxa de carregamento de poluentes (matéria orgânica, nitrogênio, fósforo) (Hellal *et al.*, 2019), o tempo de reação (TR) (Bao *et al.*, 2016; Tao *et al.*, 2016), o tempo de detenção hidráulica (TDH) (Wu *et al.*, 2018), a temperatura, a porosidade (Smith, 2015), área superficial do meio suporte (Bao *et al.*, 2016), o fluxo de carregamento (Cui *et al.*, 2019), alimentação intermitente ou contínua, quantidade de pulsos de alimentação, a inoculação de micro-organismos ou desenvolvimento natural dos mesmos no meio (Yue *et al.*, 2018), etc. Todas essas variantes fundamentam uma série de estudos.

Na Tabela 7 são apresentados os principais estudos com filtros biológicos no tratamento de esgoto doméstico, em que consta informações como tipo de aeração e meio suporte de estudos internacionais realizados nos últimos 5 anos, nos quais foram adotadas diferentes estratégias operacionais.

Tabela 6 - Pesquisas realizadas com filtros biológicos.

Título	Autores	Substrato	Esgoto	Vazão (m ³ .d ⁻¹)	pH	Amônia (%)	DQO (%)	Fósforo Total (%)
Adsorção híbrida em escala piloto - Sistema de tratamento biológico para remoção de nitrogênio em águas residuais locais	Rodriguez-Gonzalez <i>et al.</i>	Argila expandida, Zeólita Clinoptilolita, Conchas de ostras, Pneu triturado, Enxofre	Doméstico <i>in natura</i>	0,13	7,49 a 6,58	87	72	58,3
Efeito do oxigênio dissolvido na remoção simultânea de amônia, nitrato e fósforo via filtro biológico aerado com meio suporte de enxofre e pirita	Li <i>et al.</i>	Enxofre e Pirita	Doméstico sintético	-	-	96 a 98	-	>80 (PO ₄ ³⁻)
Desempenho de cerâmicas porosas em um filtro biológico aerado para tratamento de águas residuais orgânicas e análise de simulação	Dong <i>et al.</i>	Cerâmica preparada com ferro de alto teor de silício	Doméstico sintético	-	-	85	91	80
Sistema de biofiltro anóxico / aeróbico em escala piloto combinado com precipitação química para tratamento terciário de águas residuais	Son <i>et al.</i>	Cloreto de polivinilideno (polímero) e esfera de cerâmica	Doméstico pré - tratado	75	7,25	-	71,2	55,7

(Continua)

(Continuação)

Título	Autores	Substrato	Esgoto	Vazão (m ³ .d ⁻¹)	pH	Amônia (%)	DQO (%)	Fósforo Total (%)
Remoção de nitrogênio das águas residuais via nitrificação e desnitrificação simultâneas usando um filtro não aerado dobrado biológico	Chang <i>et al.</i>	Estrutura interna dobrada favorecendo o contato do esgoto com o reator	Doméstico sintético	-	7,5	88,62	76,12	-
Projeto de um biofiltro de vários estágios bioaumentado para tratamento acelerado de águas residuais municipais e desativação de micro-organismos patogênicos	Ibrahim <i>et al.</i>	Cascalho e areia	Doméstico pré - tratado	0,72	7,4	100	93,4	76,3
Remoção de nitrogênio-amônia de alta resistência em biofiltros: Composição comunidade bacteriana nitrificante e seus efeitos sobre a transformação de nitrogênio	Peng <i>et al.</i>	Cerâmica e lodo de alumem desidratado	Sintético com baixa carga de C/N	0,08	7,5	95,8	91,3	-

(Continua)

(Continuação)

Título	Autores	Substrato	Esgoto	Vazão (m ³ .d ⁻¹)	pH	Amônia (%)	DQO (%)	Fósforo Total (%)
Efeitos do tempo de retenção hidráulica (HRT) no desempenho de um sistema de filtro de gotejamento em escala piloto para tratamento de águas residuais domésticas de baixa resistência	Rehman <i>et al.</i>	Brita	Doméstico pré - tratado	0,8	6,3 a 8,5	-	70,9	-
Bio-filtro inovador / biorreator a membrana (MBR) Tecnologia para reciclagem comunitária de águas residuais	Taesopapong e Ratanatamskul	Argila cozida e plástico	Doméstico <i>in natura</i>	0,3 a 0,36	7,8 a 8,3	-	-	78
Nitrificação parcial e oxidação anaeróbica da amônia (ANAMMOX) em reatores biofiltro que tratam águas residuais de baixa resistência ao amônio	Chen <i>et al.</i>	Areia natural de rio, areia de concha e areia de zeólita e brita	Doméstico <i>in natura</i>	0,004	7,0 a 8,2	98,9	91,9	93,3
Avaliação de desempenho de um sistema combinado utilizando filtro aerado biológico e eletro-coagulação para tratamento avançado de águas residuais	Shin <i>et al.</i>	Bolas de plástico porosas	Doméstico sintético	-	7,43 a 7,7	86,8	98,97	94,6

Fonte: Autor, 2020.

Tabela 7 – Pesquisas atuais com diferentes tipos de aeração.

Autores	Ano	Meio suporte	Aeração	Eficiência de remoção (%)		
				DQO	Amônia	Fósforo total
Chen <i>et al.</i>	2020	Areia natural de rio, areia de concha e zeólita	Natural	91,9	98,9	94,3
Gao e Ma	2020	Areia e material cerâmico	Artificial	94,63	99,02	97,99
Rodriguez-Gonzalez <i>et al.</i>	2020	Argila expandida, Zeólita, Clinoptilolita, Conchas de ostras, Pneu triturado, Enxofre	Natural	72	87	58,3
Dong <i>et al.</i>	2020	Material cerâmico preparado com ferro de alto teor de silício	Artificial	91	85	80
Li <i>et al.</i>	2020	Enxofre e pirita	Artificial	-	97	>80 (PO ₄ ³⁻)
Ibrahim <i>et al.</i>	2020	Brita e areia	Natural	93,4	100	76,6
Son <i>et al.</i>	2020	PVDC (polímero) e esfera de cerâmica	Artificial	71,2	-	55,7
Peng <i>et al.</i>	2020	Material cerâmico e lodo de alumínio desidratado	Natural	91,3	95,8	-

Continua.

Continuação.

Autores	Ano	Meio suporte	Aeração	Eficiência de remoção (%)		
				DQO	Amônia	Fósforo total
Rehman <i>et al.</i>	2020	Brita	Natural	70,9	-	81,8 (PO_4^{3-})
Taesopapong e Ratanatamskul	2020	Argila cozida e material plástico	Natural	-	-	78
Shin <i>et al.</i>	2020	Bolas de plástico porosas	Artificial	98,97	86,8	94,6
Hellal <i>et al.</i>	2019	Poliéster plissado e rugoso	Natural	87	88	-
Chang <i>et al.</i>	2019	Bio-plástico	Natural	76,12	88,62	-
Hu <i>et al.</i>	2019	Material inerte enriquecido de ferro	Artificial	85,3	97,6	-
Abou-Elela <i>et al.</i>	2017	Tecido plástico poroso	Natural	91	87	-
Nikoonahad <i>et al.</i>	2017	Poliestireno revestido de areia	Artificial	55	-	-
Galindo <i>et al.</i>	2016	Conchas marinhas	Natural	51,5	-	-
Mello	2016	Areia e brita	Natural	80	36	27
Bao <i>et al.</i>	2016	Zeólita e material cerâmico	Artificial	-	87,33	83,8
Abou-Elela <i>et al.</i>	2015	Tecido plástico	Artificial	89	-	-
Chen <i>et al.</i>	2015	Partículas de concreto de alta porosidade	Artificial	82,73	97,22	91,3 (PO_4^{3-})

Fonte: Autor, 2020.

Os resultados apresentados nas Tabelas 6 e 7 demonstram que pesquisas que testaram materiais cerâmicos como meio suporte revelaram resultados acima de 80% para remoção de DQO, fósforo total e amônia. Enquanto que estudos utilizando meios suporte tradicionalmente usados em filtros biológicos, como areia e brita, apresentam resultado ora insatisfatórios (Mello, 2016), ora muito satisfatórios (Rehman *et al.* 2020; Ibrahim *et al.* 2020). Outro material que vem sendo amplamente estudado é o PVC ou materiais plásticos. Pesquisas utilizando este material como meio suporte para filtros biológicos mostraram resultados satisfatórios (ABOU-ELELA *ET AL.*, 2015; 2017; CHANG *ET AL.*, 2019; HELLAL *ET AL.*, 2019; SHIN *ET AL.*, 2020).

Além dos bons resultados alcançados com o uso de meios suportes como materiais cerâmicos e materiais plásticos, que os configura com boas alternativas ao tratamento de esgotos domésticos, está também a possibilidade de reutilizar materiais que se tornariam resíduos inúteis e que iriam ser lançados em lixões ou aterros sanitários. Logo, a reutilização desses materiais aumenta sua vida útil e reduz a extração de matéria-prima da natureza.

O tipo de aeração, forçada ou natural também é fundamental para o bom desempenho do filtro biológico. Embora, venha-se pesquisando o uso de filtros biológicos sem aeração forçada, os estudos revelam que os melhores resultados de remoção de poluentes como a DQO, fósforo total e amônia, são alcançados quando aeradores são utilizados (CHEN *ET AL.*, 2015; SHIN *ET AL.*, 2020; GAO E MA, 2020).

3.5 Legislação estadual e federal

O Estado do Ceará possui uma legislação atual que trata sobre os padrões de lançamento de efluentes líquidos. A Resolução nº 02 de 2017 do Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) aborda padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, observando a Lei Federal nº 6.938/1981 - Política Nacional de Meio Ambiente, e as Resoluções nº 357/2005 - 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 nº 430/2011 - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

O art. 12 da Resolução COEMA nº 02 e os art. 16 e 21 da Resolução CONAMA nº 430 definem que os efluentes sanitários, somente poderão ser lançados diretamente no corpo hídrico se atenderem as seguintes condições e padrões específicos. A Tabela 8 apresenta os parâmetros e valores presentes nas resoluções, com relação ao nosso estudo.

Tabela 8 - Parâmetros e valores em legislação.

Parâmetro	Unidade	Valor
pH	-	5,0 a 9,0
DQO*	Mg O ₂ . L ⁻¹	200,0
Nitrogênio amoniacal	mg. L ⁻¹	20,0
Fósforo total**	mg. L ⁻¹	-

Fonte: Resolução COEMA nº 02 e CONAMA nº 430.

*Não existe valor máximo para DQO na legislação abordada para efluentes sanitários lançados diretamente em corpos hídricos. Então, foi utilizado o valor máximo, previsto na Resolução COEMA nº 02, para lançamento de efluentes não sanitários a serem lançados diretamente no corpo hídrico e lançamento de efluente sanitário em emissário submarino.

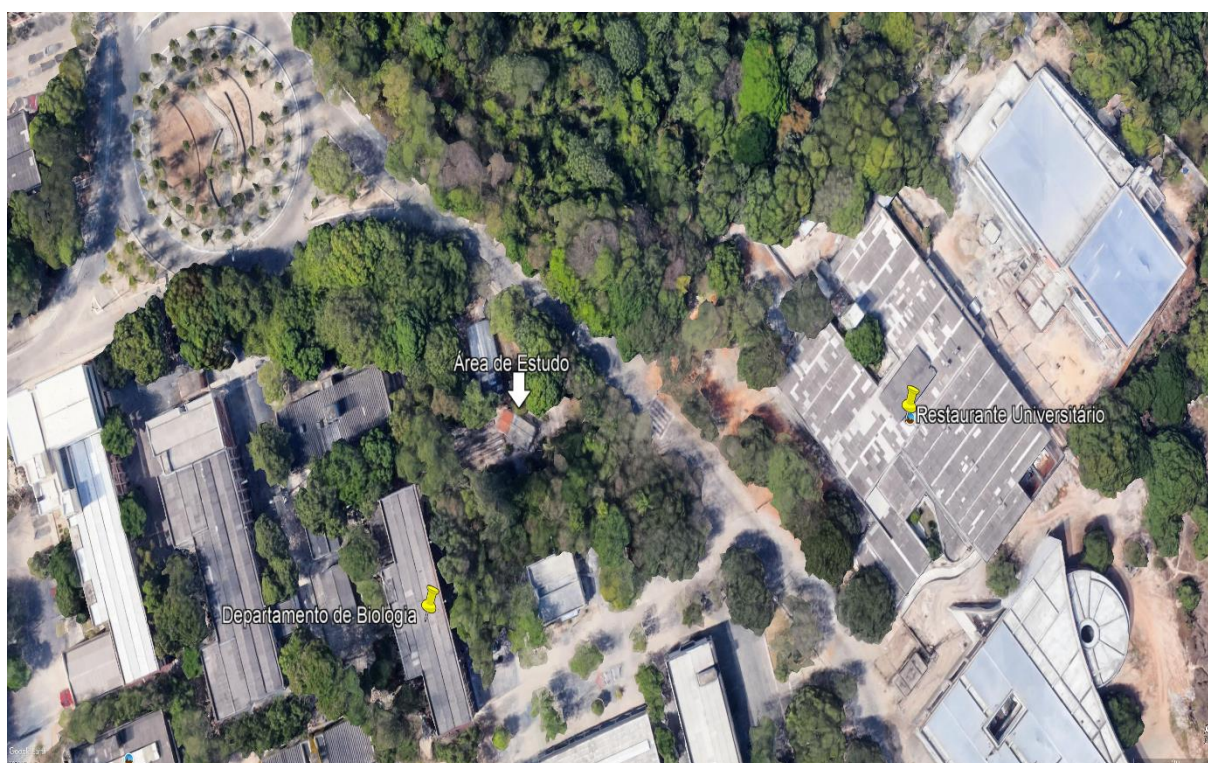
**O art. 17 da Resolução nº 430 diz que compete ao órgão ambiental definir o valor máximo para fósforo, baseado no histórico de floração de cianobactérias nos corpos hídricos locais.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Local da pesquisa

A área de estudo desta pesquisa está localizada na Universidade Federal do Ceará, campus do Pici, Fortaleza - CE, Brasil, nas coordenadas geográficas UTM (547317.00 m E; 9586072.00 m S), próximo ao departamento da Biologia e ao antigo restaurante universitário, conforme ilustrado na Figura 5.

Figura 5 - Localização da área de estudo, na qual foi construído o filtro biológico aeróbio para tratamento de águas cinzas.

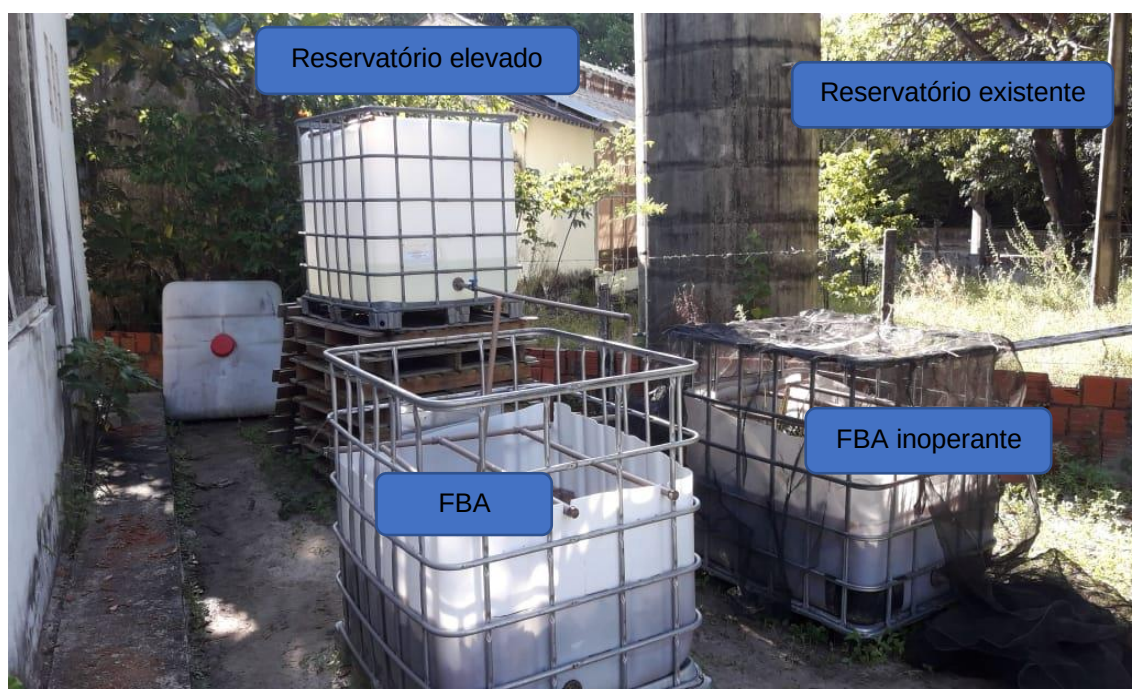


Fonte: Google Earth Pro, 2020.

4.2 Filtro Biológico Aeróbio (FBA)

A confecção e montagem do FBA foi realizada durante os meses de julho e agosto de 2019, no Jardim Didático e Experimental do Departamento de Biologia. Na Figura 6 é apresentado o sistema implantado.

Figura 6 - Sistema implantado.



Fonte: Autor, 2020.

O sistema utilizou água bruta, sem cloro, captada de um poço profundo, que foi bombeada para um reservatório, de alvenaria, existente. A partir do reservatório existente, por gravidade, a água encheu o reservatório elevado do sistema proposto. O sistema possui um reservatório elevado, de 1 m³ de capacidade, onde o esgoto doméstico sintético foi produzido para ser distribuído ao sistema, e dois filtros (FBA e FBA inoperante), ambos de escoamento vertical descendente com fundo saturado. O FBA foi preenchido com resíduo da construção civil (bloco cerâmico). Os blocos cerâmicos foram fragmentados com um martelo em partes com tamanho menor que 10 cm. Ambos os filtros (FBA e FBA inoperante) foram preenchidos com partes de bloco cerâmico até alcançar a altura de 35 cm, de acordo com a Figura 9. Nas Figuras 7 e 8 são apresentados os blocos cerâmicos utilizados, insumo amplamente usado na construção civil. Este material possui as seguintes dimensões 24 x 19 x 9 cm (altura x comprimento x largura).

Na Tabela 9 são apresentadas informações como volume de esgoto, volume de vazios, volume de substrato, volume total e porosidade do meio. O material suporte utilizado apresentou porosidade de 71,4%.

Tabela 9 - Volumes de cada filtro e porosidade.

Parâmetro	Valor	Unidade
Volume de esgoto	0,25	m ³
Volume de vazios	0,25	
Volume de substrato	0,10	
Volume total	0,35	
Porosidade	71,40	%

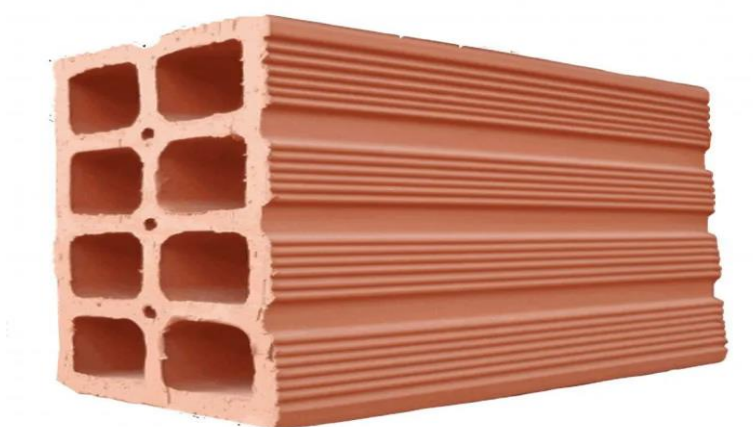
Fonte: Autor, 2020.

Figura 7 - Bloco cerâmico.



Fonte: Autor, 2020.

Figura 8 - Detalhamento do bloco cerâmico.



Fonte: <<http://www.casaconstrufaz.com.br/>> Acesso em: 01 mar. 2020.

Para a confecção dos filtros foram utilizadas bombonas de polipropileno de 1 m³, com dimensões de 1 m de largura, 1 m de comprimento e 1 m de altura. Estas bombonas foram cortadas transversalmente, afim de se obter um volume total de 0,7 m³, ou seja, 1 m de largura, 1 m de comprimento e 70 cm de altura. Nas Figuras 10 e 11 é ilustrado o layout geral do sistema proposto implantado. Na Tabela 10 são apresentadas informações referentes ao design dos filtros.

Tabela 10 - Informações do design dos filtros.

Parâmetro	Valor	Unidade
Volume total	0,70	m ³
Largura	1,00	m
Comprimento	1,00	m
Altura do substrato	0,35	m
Área	1,00	m ²
Borda livre	0,35	m
Distância (Tubos e superfície)	0,30	m
Diâmetro dos tubos	25,00	mm
Declive	0,00	%

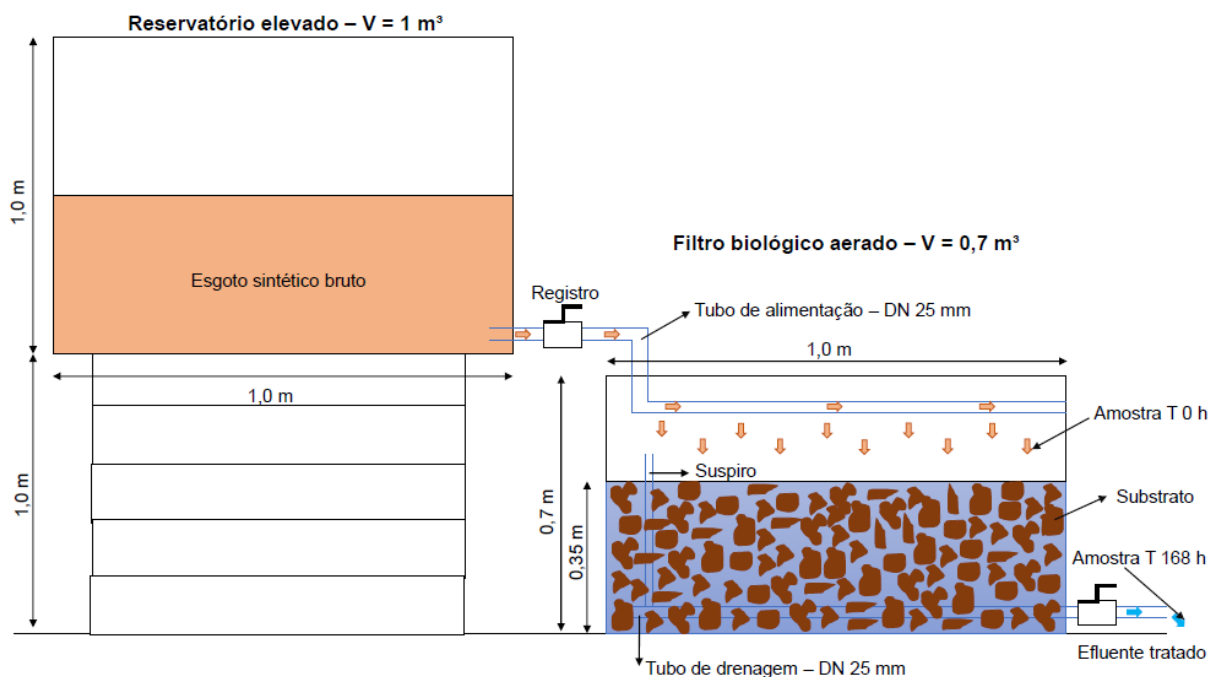
Fonte: Autor, 2020.

Figura 9 - FBA (Bloco cerâmico).



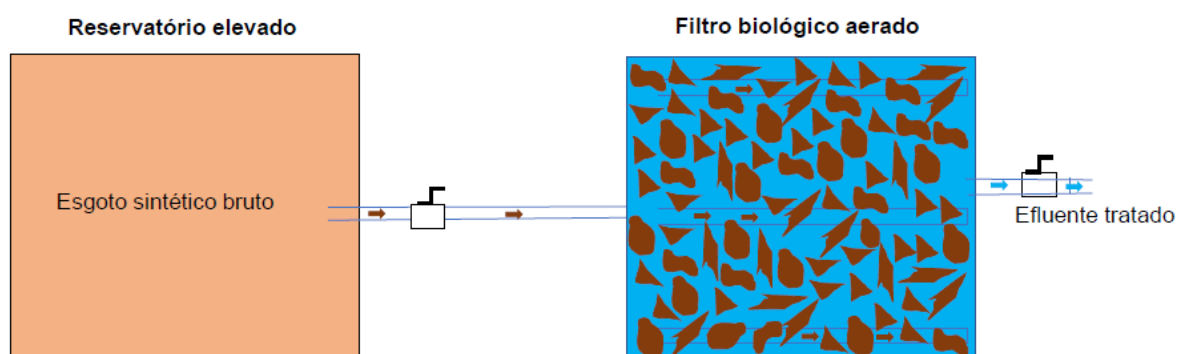
Fonte: Autor, 2020.

Figura 10 - Perfil longitudinal do sistema proposto.



Fonte: Autor, 2020.

Figura 11 - Perfil transversal do sistema proposto.



Fonte: Autor, 2020.

A alimentação, por gotejamento, e a drenagem do efluente tratado no FBA foram realizadas por um conjunto de tubulações, de policloreto de polivinila (PVC) diâmetro nominal (DN) 25 mm. O conjunto de alimentação é suspenso, apresentando uma altura de 30 cm da superfície superior do meio suporte, possui 3 tubos com 90 cm de comprimento cada um, com orifícios de 0,5 cm de diâmetro, espaçados 5 cm

entre si. O conjunto de drenagem é idêntico ao de alimentação, porém, instalado a 5 cm do fundo do FBA. Também foi instalado um tubo de 25 mm de diâmetro, vertical, conectado ao conjunto de drenagem, para melhorar a ventilação e o aporte natural de oxigênio no filtro (ÁVILA *et al.*, 2019; DABROWSKI *et al.*, 2017).

4.3 Operação e monitoramento

O esgoto doméstico sintético foi distribuído uniformemente, por gotejamento, sobre a superfície do filtro em um único pulso de 250 L, semanal, todas as segundas-feiras. Após a alimentação o esgoto permanecia em repouso, em contato, com o material suporte até completar o tempo de reação (TR) de 7 dias. Ao completar o TR, o efluente tratado era removido e o FBA era alimentado novamente com esgoto doméstico sintético novo.

O início de operação do sistema proposto, com esgoto doméstico sintético, ocorreu no dia 19 de agosto de 2019, às 9 h, com a alimentação do FBA.

Previamente ao início da operação do FBA, o sistema foi alimentado somente com água, captada em poço profundo sem desinfecção, para que ocorresse a formação do biofilme nas partes de bloco cerâmico. Esse período durou do dia 5 ao dia 19 de agosto de 2019. Nesse período a água foi trocada uma vez por semana.

As análises físico-químicas dos parâmetros estudados foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM), do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), campus Benfica, Fortaleza, Ceará.

O monitoramento dos parâmetros físico-químicos foi realizado por 105 dias, no período de 19 de agosto a 02 de dezembro de 2019, equivalente a 15 semanas. Esse período foi dividido em 3 fases: fase 1 (semanas 1 e 2), onde a concentração de DQO variou de 300 a 500 mgO₂.L⁻¹; fase 2 (semanas 3 a 11), onde as concentrações de DQO foram menores que 200 mgO₂.L⁻¹ e; fase 3 (semanas 12 a 15), onde as concentrações de DQO foram superiores a 1.000 mgO₂.L⁻¹.

Davis (1995) relatou sobre a importância do monitoramento como ferramenta operacional, destacando os seguintes pontos: fornece dados para melhorar o desempenho do tratamento; permite identificar problemas; identifica o acúmulo de

substâncias potencialmente tóxicas e; permite identificar a conformidade com valores estabelecidos na legislação de lançamento e reuso de esgotos.

As coletas foram realizadas no horário das 8:00 às 9:00 h, as segundas-feiras padronizadas como (TR 0h) em que a coleta é feita na tubulação que alimenta o filtro, as quartas-feiras como (TR 48 h), as quintas-feiras como (TR 72 h) e as segundas-feiras próximas como (TR 168 h). Após a coleta (TR 168 h) é feita nova alimentação do sistema. As coletas TR 48 h, TR 72 h e TR 168 h eram realizadas com a abertura do registro no fundo do filtro. Em cada coleta era retirado 1 L de amostra para análises em laboratório. A amostra era preservada em um refrigerador em temperatura média de 10° C.

A eficiência do FBA foi avaliada por determinação dos parâmetros físico-químicos de pH, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal e fósforo total, em amostras do esgoto doméstico sintético e efluente tratado, de acordo com os procedimentos descritos no Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater (23° edição, 2017), em duplicata.

As análises realizadas e técnica de leitura utilizados estão descritas na Tabela 11.

Tabela 11 - Parâmetros estudados e técnicas utilizadas.

Parâmetro	Técnica	Frequência
pH	Potenciometria (DMPH-2 Digimed)	4 x/semana
DQO	Espectroscopia UV – Vis (Rayleigh UV 2601)	4 x/semana
Amônia	Espectroscopia UV – Vis (Rayleigh UV 2601)	4 x/semana
Fósforo total	Espectroscopia UV – Vis (Rayleigh UV 2601)	4 x/semana
Alcalinidade	Titulometria volumétrica	2 x/semana

Fonte: Autor, 2020.

- pH

Materiais necessários

- potenciômetro (medidor de pH DMPH-2 Digimed);
- erlenmeyer;

- c) frasco lavador;
- d) papel absorvente;
- e) soluções tampão de pH conhecido

Procedimento

- a) ligar o aparelho e esperar a sua estabilização;
- b) lavar os eletrodos com água destilada e enxugá-los com papel absorvente;
- c) calibrar o aparelho com as soluções padrão (pH 4 – 7);
- d) lavar novamente os eletrodos com água destilada e enxugá-los;
- e) introduzir os eletrodos na amostra a ser examinada e fazer a leitura;
- f) lavar novamente e deixá-los imersos em água destilada;
- g) desligar o aparelho.

- DQO

Materiais necessários

- a) cubetas;
- b) pipeta;
- c) béquer;
- d) pipetador automático;
- e) kitassato.

Reagentes

- a) Digestora (dicromato de sódio $0,4 \text{ mol.L}^{-1}$, sulfato de mercúrio $0,2 \text{ mol.L}^{-1}$ e ácido sulfúrico $3,0 \text{ mol.L}^{-1}$);
- b) Catalisadora (sulfato de prata $0,02 \text{ mol.L}^{-1}$ e ácido sulfúrico $15,3 \text{ mol.L}^{-1}$).

Procedimento

- a) adicionar 1,5 ml de digestora nas cubetas;

- b) adicionar 2,5 ml de amostra em cada cubeta;
- c) adicionar 3,5 ml de catalisadora;
- d) colocar na autoclave por 1 hora;
- e) após retirar da autoclave espera-se a amostra esfriar por no mínimo 2 horas e no máximo 24 horas;
- f) após o esfriamento da amostra realizar a leitura da absorbância em espectrofotômetro com comprimento de onda de 600 nm.

- Fósforo total

Materiais necessários

- a) Autoclave (121 - 127 °C);
- b) espectrofotômetro (Rayleigh UV-2601);
- c) cubetas;
- d) Erlenmeyer (125 ml);
- e) pipeta sorológica (5 e 10 ml);
- f) balão volumétrico (50, 100 e 1000 ml);
- g) papel laminado;
- h) balança analítica com precisão de 0,1 mg.

Reagentes

- a) solução de ácido sulfúrico 5N;
- b) solução de hidróxido de sódio 1N;
- c) solução de tartarato de antimônio e potássio;
- d) solução de molibdato de amônio;
- e) solução de ácido ascórbico 0,01 M;
- f) solução estoque de fosfato;

- g) reagente combinado;
- h) solução de ácido sulfúrico para digestão;
- i) solução indicadora de fenolftaleína;
- j) persulfato de amônio ou de potássio;

Procedimento

- a) digestão da amostra com persulfato de amônio;
 - ✓ Pesar em um Erlenmeyer de 125 ml, 0,4 g de persulfato de amônio;
 - ✓ Pipetar 5 ml da amostra não filtrada;
 - ✓ Adicionar 20 ml de água destilada e 1 gota de indicador;
 - ✓ Se aparecer a coloração rósea, adicionar a solução de digestão de ácido sulfúrico, gota a gota, até o desaparecimento da cor e, em seguida, adicionar mais 0,5 ml de ácido sulfúrico 5N e um volume extra de 1,2 ml;
 - ✓ Agita o Erlenmeyer, cobrir com papel laminado e levar à autoclave por 30 minutos;
 - ✓ Retirar da autoclave, colocar 1 gota de indicador, neutralizar, com solução de hidróxido de sódio 1 N, até aparecer a cor rósea, completar o volume para 50 ml com água destilada. Verter para o Erlenmeyer.
- b) adicionar à amostra digerida com persulfato 8 ml do reagente combinado;
- c) ler a absorbância no espectrofotômetro em 880 nm, entre 10 e 30 minutos após a adição do reagente combinado.

- Amônia

Materiais necessários

- a) espectrofotômetro (Rayleigh UV-2601);
- b) medidor de pH equipado com eletrodo;
- c) pipeta sorológica (1, 5 e 10 ml);
- d) erlenmeyer de 125 ml;
- e) cubetas;

- f) balão volumétrico (50, 100 e 1000 ml);
- g) conta gotas;
- h) balança analítica com precisão de 0,1 mg.

Reagentes

- a) solução de sulfato de zinco;
- b) reagente estabilizador – sal de Rochelle;
- c) reagente de Nessler;
- d) solução estoque de amônia;
- e) solução padrão de amônia;
- f) solução de hidróxido de sódio 6N.

Procedimento

- a) pré-tratamento: adicionar 1 ml de solução de sulfato de zinco a 100 ml de amostra e misturar. Adicionar 0,4 a 0,5 ml da solução de hidróxido de sódio 6N para obter pH de 10,5. Misturar suavemente. Deixar em repouso por alguns minutos, misturar e deixar em repouso. Usar o sobrenadante clarificado tendo o cuidado de diluí-lo em água destilada para ajustar a concentração à faixa recomendada pelo método (até 5 mg.L⁻¹);
- b) padrões: preparar padrões de amônia com concentrações na faixa desejada, por diluição da solução padrão em água destilada;
- c) colorimetria: adicionar à amostra 2 gotas de reagente estabilizador. Homogeneizar e adicionar 1 ml do reagente de Nessler para cada 50 ml. Homogeneizar por inversão do frasco e fazer a leitura em espectrofotômetro em comprimento de onda de 450 nm.

- Alcalinidade

Materiais necessários

- a) pipeta volumétrica de 50 ml;
- b) erlenmeyer de 250 ml;

c) bureta de 50 ml.

Reagentes

a) fenofaleína;

b) vermelho de metila;

c) solução de ácido sulfúrico 0,02 N.

Procedimento

a) tomar 50 mL da amostra e colocar no Erlenmeyer;

b) adicionar 3 gotas de fenofaleína;

c) adicionar 3 gotas da solução indicadora vermelho de metila;

c) titular com a solução de ácido sulfúrico 0,02 N até a mudança da cor azul-esverdeada para róseo;

d) anotar o volume total de H_2SO_4 gasto (V) em mL.

4.4 Esgoto doméstico sintético

O esgoto doméstico sintético utilizado, nesta pesquisa, é classificado como água cinza, ou seja, água oriunda de pias, tanques e chuveiros. Não foi possível utilizar o esgoto real por não haver fonte geradora de esgoto próximo, devido à localização de implantação do sistema. Portanto, foi definido o esgoto sintético com características de águas cinzas. Para a produção de 250 L de esgoto doméstico sintético foram utilizados os produtos e quantidades mencionadas na Tabela 12.

Tabela 12 - Composição do efluente sintético simulando água cinza doméstica.

Produto	Quantidade para 250 L
Celulose microcristalina	0,37 g
Fosfato de potássio	3,30 g
Cloreto de sódio	62,50
Extrato de carne	25,00 g
Amido solúvel	1,25 g
Sacarose	2,17 g
Cloreto de amônio	12,75 g
Pasta de dente	5,00 g
Xampu	12,50 ml
Sabonete líquido	12,50 ml
Cloreto de magnésio	1,75 g
Cloreto de cálcio	1,12 g
Bicarbonato de sódio	25,00 g

Fonte: Adaptado Abed e Miklas (2016).

As águas cinzas diferentemente das águas fecais possuem menores concentrações de matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos patogênicos (VON SPERLING E SEZERINO, 2018). Sendo mais fácil a redução das concentrações dos contaminantes.

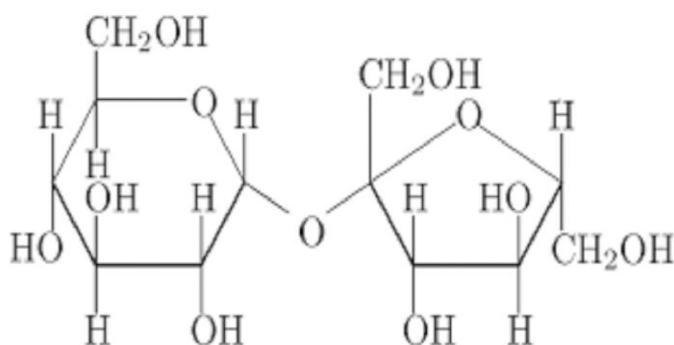
Além dos produtos citados na Tabela 11, foram adicionados 5 L de água cinza *in natura* oriunda de uma pia de banheiro residencial como fonte de material microbiológico, evitando realizar a inoculação com lodo de outros reatores. O esgoto *in natura* é fundamental para promover o surgimento de grupos de micro-organismos e acelerar a formação de biomassa ativa capaz de remover poluentes presentes no esgoto.

Geralmente realiza-se a inoculação do reator com biomassa aclimatizada proveniente de outros reatores, coletada em estações de tratamento de esgoto (ETE) em plena operação. A aquisição dessa biomassa necessita de cuidados, tanto no transporte, como no condicionamento térmico, tornando a inoculação um processo trabalhoso e oneroso (METCALF E EDDY, 2016).

A composição do esgoto doméstico sintético que alimentou o FBA da semana 1 até a semana 11 foi apresentada na Tabela 11. A partir das semanas 12 a 15 foram adicionados ao esgoto doméstico sintético 300 g de sacarose ($C_{12}H_{22}O_{11}$) para alimentar o FBA. O objetivo era aumentar a concentração de matéria orgânica no

esgoto doméstico sintético. Segundo Albuquerque (2011), a sacarose é um carboidrato/hidrato de carbono formado pela condensação da glicose ($C_6H_{12}O_6$) e frutose ($C_6H_{12}O_6$). A Figura 12 ilustra a estrutura química da molécula.

Figura 12 - Estrutura química da Sacarose.



Fonte: <https://www.crq4.org.br/quimicaviva_acucar>. Acesso: 17 maio. 2020.

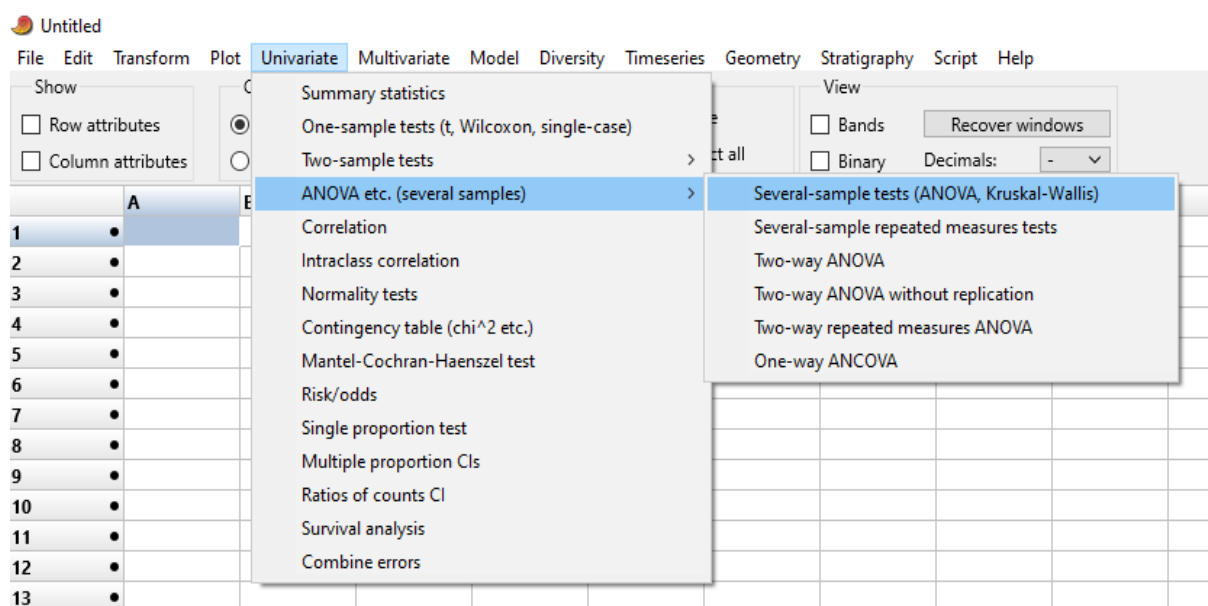
4.5 Análise estatística

Para comparação dos dados de concentração de DQO, amônia e fósforo total em T 168 h foram utilizados a análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey, que tem o objetivo de mostrar se existe diferença significativa entre as fases da pesquisa.

Os resultados foram obtidos através do *software* estatístico *PAleontological STatistics (PAST)* versão 4.02. O Past é um software livre com as seguintes funcionalidades: manipulação de dados, plotagem, estatística univariada e multivariada, análise ecológica, séries temporais e análises espaciais, morfometria e estratigrafia (HAMMER E HARPER, 2006).

Neste programa inseria-se o banco de dados, exportado do excel. Após escolher as variáveis a serem analisadas, escolhia-se a opção *UNIVARIATE > ANOVA ETC. (SEVERAL SAMPLES) > SEVERAL-SAMPLES TESTS (ANOVA, KRUSKAL-WALLIS)*. A tela que se observava é apresentada na Figura 13.

Figura 13 - Tela do software PAST.



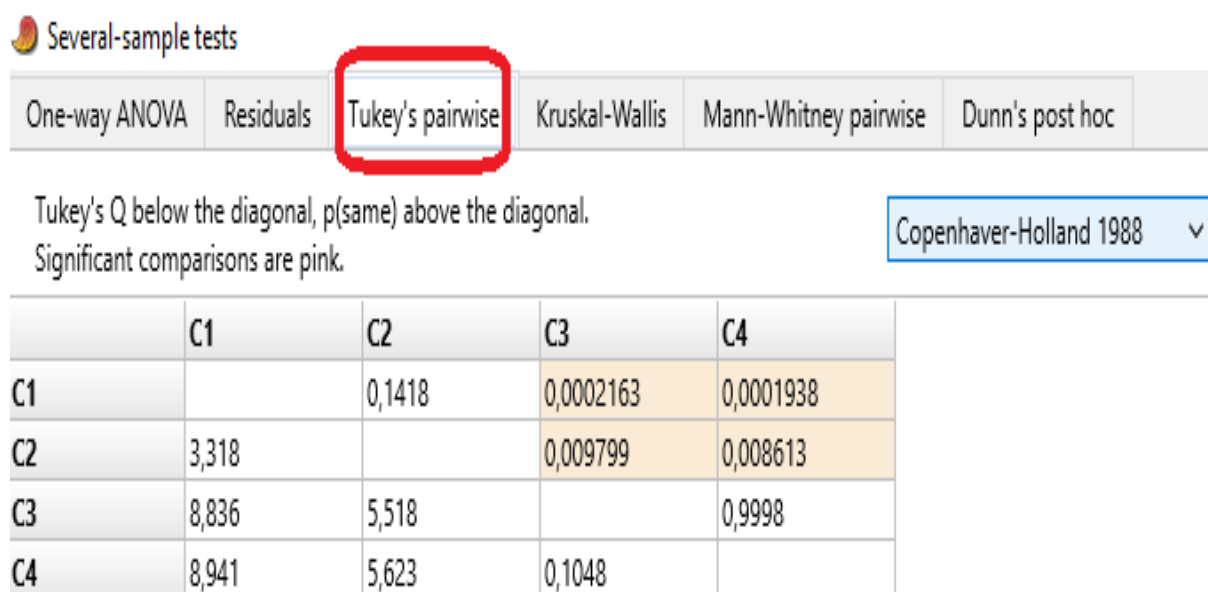
Fonte: Autor, 2020.

Foi adotado como nível de confiança da análise de 95% e nível de significância de 5%. O Teste de Tukey foi utilizado para avaliar se havia diferença significativa entre as fases 2 e 3.

Em seguida clica-se em *TUKEY'S PAIRWISE* e o programa apresenta a matriz com os p-valores, conforme apresentado na Figura 14. A hipótese (H_0) é que não existe diferença significativa entre os dados analisados. Quando o p-valor é $<0,05$ a hipótese é negada, que significa dizer que existe diferença significativa entre os dados que estão sendo comparados.

Para aplicação da ANOVA/teste de Tukey é necessário que os grupos que serão comparados possuam a mesma quantidade de elementos. Essa exigência impossibilita a utilização do teste entre a fase 1 (2 semanas), fase 2 (9 semanas) e fase 3 (4 semanas). Portanto, foi aplicado o teste na fase 2 (utilizando apenas as semanas 4 a 7 e 8 a 11) e a fase 3 (semanas 12 a 15).

Figura 14 - Exemplo de aplicação do Teste de Tukey.



Fonte: Autor, 2020.

Assim, a análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey se complementam no objetivo de apresentar as diferenças significativas existentes entre as fases 2 e 3 da pesquisa.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização físico-química do esgoto doméstico sintético

A caracterização físico-química do esgoto doméstico sintético utilizado na alimentação do sistema FBA foi baseada no monitoramento realizado por 105 dias, no período de 19 de agosto a 02 de dezembro de 2019. As semanas de operação foram divididas em 3 fases distintas.

Na Tabela 13 é apresentada a caracterização físico-química do esgoto doméstico sintético para os parâmetros pH, amônia, fósforo total e DQO.

Tabela 13 - Caracterização físico-química do esgoto doméstico sintético.

Parâmetro	Unidade	Fase	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
pH	-	1	5,83	5,40	6,26	0,43
		2	5,47	4,50	6,80	0,61
		3	5,45	5,30	5,50	0,09
Amônia	mg.L ⁻¹	1	1,77	1,66	1,87	0,11
		2	1,94	1,71	2,47	0,21
		3	1,56	1,38	1,94	0,22
Fósforo	mg.L ⁻¹	1	0,78	0,72	0,83	0,06
		2	1,19	0,79	1,77	0,32
		3	1,10	0,76	1,26	0,20
DQO	mg O ₂ .L ⁻¹	1	439,57	365,57	513,56	74,00
		2	112,23	49,51	168,12	37,29
		3	1239,78	1078,33	1526,52	174,25

Fonte: Autor, 2020.

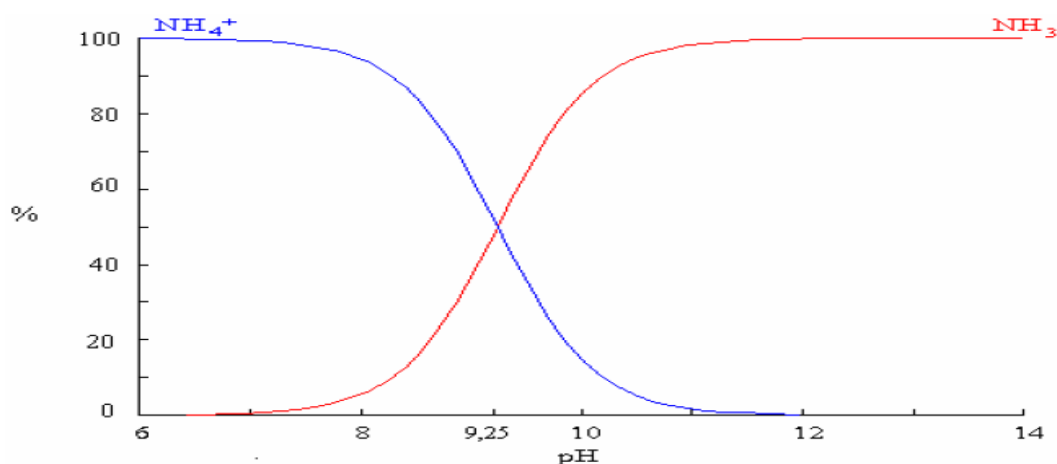
A fase 1 compreende as semanas 1 e 2, e corresponde ao período de adaptação dos micro-organismos no leito, a fase 2 compreende as semanas 3 a 11 e corresponde ao período com menores concentrações de DQO e, a fase 3 compreende as semanas 12 a 15 e corresponde ao período de maiores concentrações de DQO, devido a adição 300 g de sacarose no esgoto doméstico sintético.

O pH do esgoto doméstico sintético apresentou-se ácido durante todas as semanas de operação, sendo o maior pH igual a 6,8, o menor igual a 4,5, e pH médio $5,83 \pm 0,43$ na fase 1, $5,47 \pm 0,61$ na fase 2 e $5,45 \pm 0,09$. Segundo Jordão e Pessoa

(2009) o pH de efluentes sanitários, normalmente variam de 6,5 a 7,5, intervalo diferente dos valores de pH do esgoto doméstico sintético em estudo.

No que se refere à concentração de nitrogênio amoniacal foram observados os valores médios $1,77 \pm 0,11 \text{ mg.L}^{-1}$ na fase 1, $1,94 \pm 0,21 \text{ mg.L}^{-1}$ na fase 2 e $1,56 \pm 0,22 \text{ mg.L}^{-1}$ na fase 3. De acordo com Oliveira (2012) a forma amoniacal predominante em meios com pH inferiores a 8 é o íon amônio (NH_4^+). Essa forma de amônia apresenta toxicidade para a vida aquática, mesmo em concentrações baixas. A Figura 15 apresenta as frações de amônia por faixa de pH.

Figura 15 - Frações de amônia por faixa de pH.



Fonte: Cerna, 2008.

Porém, conforme a Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), a concentração limite de nitrogênio amoniacal no efluente a ser lançado em um corpo hídrico é de até 20 mg.L^{-1} , bem acima da concentração média encontrada no esgoto doméstico sintético, nesta pesquisa.

A DQO foi o parâmetro que mais variou sua concentração no esgoto doméstico sintético. Na fase 1, período inicial de operação e momento em que micro-organismos presentes no esgoto *in natura* começam a se adaptar e se multiplicar, a concentração média foi $439,57 \pm 74,00 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$. Na fase 2, obtivemos as menores concentrações sendo a DQO média $112,23 \pm 37,29 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$. Na fase 3, devido a adição de fonte externa de carbono, as concentrações foram superiores a $1.000 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$, alcançando uma média de $1.239,78 \pm 174,25 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$. A finalidade de

adicionar sacarose durante a fase 3 era aumentar a DQO e observar a eficiência de remoção desse parâmetro no FBA.

A variação de DQO também ocorreu em outros estudos. Chang *et al.* (2019) tratando esgoto doméstico sintético com um filtro aeróbio, com objetivo de alcançar a nitrificação e desnitrificação simultânea testaram diferentes valores de DQO (120 e 180 mg O₂.L⁻¹). Cui *et al.* (2019) avaliaram dois filtros biológicos aerados em sequência tratando esgoto doméstico com DQO variando entre 90 e 300 mg O₂.L⁻¹. Os filtros funcionavam com fluxo ascendente e bactérias oxidantes anaeróbias de amônia (Anammox) atuando na remoção de nitrogênio. Em pesquisa realizada por Abdelhakeem *et al.* (2016) os valores da concentração de DQO no esgoto bruto utilizado também apresentaram ampla variação ao longo do experimento, onde os valores flutuaram entre 400 e 700 mg O₂.L⁻¹.

Segundo Tchobanoglous *et al.* (2003), o esgoto doméstico pode ser classificado pela concentração de poluentes como DQO, fósforo e amônia em fraco, médio e forte. Para este estudo em termos de DQO a fase 1 corresponde a esgoto de concentração média, fase 2 esgoto fraco e fase 3 esgoto forte.

Ibrahim *et al.* (2020) e Hamza *et al.* (2016) explicam que esgotos com concentrações de contaminantes como matéria orgânica, nitrogênio e fósforo muito elevadas são considerados de alta resistência, portanto, de difícil tratamento.

Durante as 11 primeiras semanas foi observado instabilidade na concentração de DQO no esgoto sintético bruto, sendo o valor máximo igual 513,56 mgO₂.L⁻¹, o mínimo de 49,51 mgO₂.L⁻¹, e o valor médio de 171,7±134,4 mgO₂.L⁻¹. Acredita-se que a variação da concentração de DQO e o alto desvio padrão se devam à variação da concentração dos poluentes presentes no esgoto *in natura* que era misturado ao esgoto doméstico sintético no momento do preparo da solução para alimentação do FBA.

A adição de sacarose durante as semanas 12 a 15 fez com que a concentração média de DQO aumentasse para 1.239,78 ± 174,25 mgO₂.L⁻¹, chegando à concentração máxima de 1.526,52 mgO₂.L⁻¹. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (2003) o esgoto doméstico sintético das últimas 4 semanas é classificado como de alta concentração de DQO.

Quanto ao fósforo, a concentração média desse contaminante no esgoto doméstico sintético era de $0,78 \pm 0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ na fase 1, $1,19 \pm 0,32 \text{ mg.L}^{-1}$ na fase 2 e, $1,10 \pm 0,20 \text{ mg.L}^{-1}$, alcançando a concentração máxima de $1,77 \text{ mg.L}^{-1}$. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (2003), o esgoto doméstico sintético utilizado possui baixa concentração de fósforo.

Segundo Zhang (2012), o esgoto sanitário contém de 5 a 20 mg.L^{-1} de fósforo total, dos quais 1 a 5 mg.L^{-1} é orgânico e o restante é inorgânico.

Em estudo realizado nos EUA, Metcalf e Eddy (2016) e Tchobanoglous *et al.* (2003), apresentaram a classificação típica do esgoto doméstico em fraco, médio e forte, conforme os parâmetros listados na Tabela 14.

Tabela 14 - Classificação típica de esgoto doméstico.

Parâmetro	Unidade	Concentração		
		Fraca	Média	Forte
DQO	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$	339,0	508,0	1016,0
Amônia	mg.L^{-1}	14,0	20,0	41,0
Fósforo total		3,7,0	5,6	11,0

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016) e Tchobanoglous *et al.* (2003).

Comparando as concentrações de amônia e fósforo do esgoto doméstico sintético utilizado na alimentação do FBA da Tabela 13, com os valores de referência da Tabela 14, conclui-se que o esgoto doméstico sintético em estudo é classificado de fraca concentração de poluentes, sendo que apenas a DQO foi considerada de média (fase 1) e forte concentração (fase 3).

Por ser uma tecnologia de simplicidade operacional, que envolve menores espaços disponíveis e menos custos, os filtros biológicos podem ser utilizados em comunidades isoladas, onde o consumo de água é baixo e o esgoto gerado possui menores cargas de poluentes (PIMENTEL ET AL., 2014).

5.2 Monitoramento físico-químico do efluente tratado

A seguir serão apresentadas informações sobre o comportamento do FBA na remoção de poluentes.

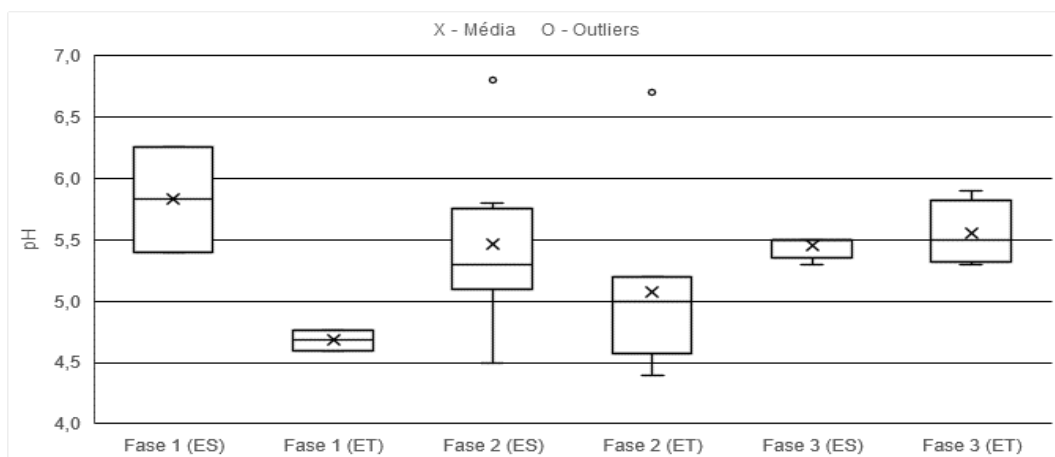
5.2.1 pH

Na Figura 16 é apresentado o monitoramento do pH em TR 0 h e TR 168 h nas fases 1, 2 e 3. Os valores médios obtidos para o esgoto doméstico sintético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 ($5,83 \pm 0,43$ e $4,68 \pm 0,08$), fase 2 ($5,47 \pm 0,61$ e $5,07 \pm 0,64$) e fase 3 ($5,45 \pm 0,09$ e $5,55 \pm 0,23$).

É possível observar que nas fases 1 e 2 houve redução do valor médio de pH do esgoto doméstico sintético e efluente tratado. Enquanto na fase 3, com a adição de sacarose, o pH aumentou. O pH abaixo de 6 pode influenciar a ocorrência da nitrificação e desnitrificação no meio. Ciudad (2007) enfatiza que em pH inferior a 6 a atividade das bactérias oxidadoras de amônia e de nitrito é reduzida até cessar. Von Sperling (2005) reporta que durante a nitrificação ocorre a geração de íons H^+ e consumo de alcalinidade. Isto, reduz o pH do meio, similar ao que ocorreu nas fases 1 e 2. Na desnitrificação ocorre o contrário, há o consumo de íons H^+ e produção de alcalinidade. Para ocorrer o processo de nitrificação é fundamental a existência de oxigênio no meio suficiente para as bactérias nitrificantes e na desnitrificação são necessárias baixas concentrações de oxigênio e uma fonte de carbono.

Na Figura 17 é apresentado a concentração de esgoto doméstico sintético, efluente tratado e consumo/produção de alcalinidade em todas as semanas de monitoramento. Observou-se que apenas na semana 8 houve produção de alcalinidade. Nanes (2017) enfatiza que no processo de nitrificação há o consumo de alcalinidade.

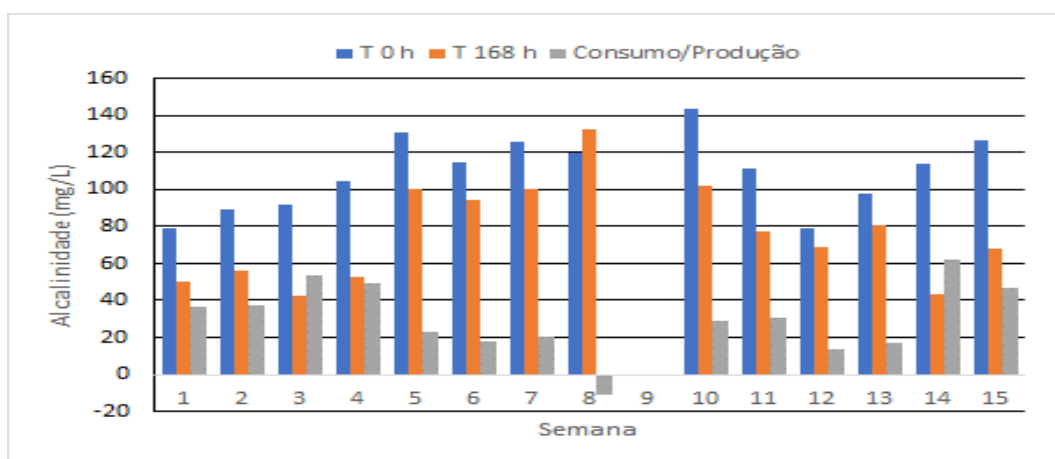
Figura 16 - Monitoramento do pH em T 0 h e T 168 h.



Fonte: Autor, 2020.

A Resolução COEMA n° 02 e Resolução CONAMA n° 430 estabelecem a faixa de pH entre 5,0 e 9,0 para que o efluente tratado possa ser lançado em corpos hídricos. Sendo assim, os valores de pH atendem a norma.

Figura 17 - Concentração de esgoto doméstico sintético, efluente tratado e consumo/produção de alcalinidade.



Fonte: Autor, 2020.

Segundo Mello (2016) e Ormonde (2012) o potencial hidrogeniônico (pH) é um fator abiótico muito importante nos processos físicos, químicos e biológicos, pois a concentração de íons H^+ no meio podem afetar os processos biogeoquímicos que acontecem nos sistemas, a solubilidade de gases e sólidos presentes em solução.

Ávila *et al.* (2019) e Coleman *et al.* (2001) explicam que a diminuição do pH entre o esgoto bruto e o tratado está relacionada com a produção de substâncias

orgânicas que acidificam o meio e, pela mineralização da matéria orgânica. Paredes *et al.* (2007) também apontam a produção de substâncias orgânicas como um fator responsável pela diminuição do pH, eles explicam que na degradação da matéria orgânica há a liberação de ácidos, como o ácido acético, ácido butírico e o ácido lático que atuam na redução do pH.

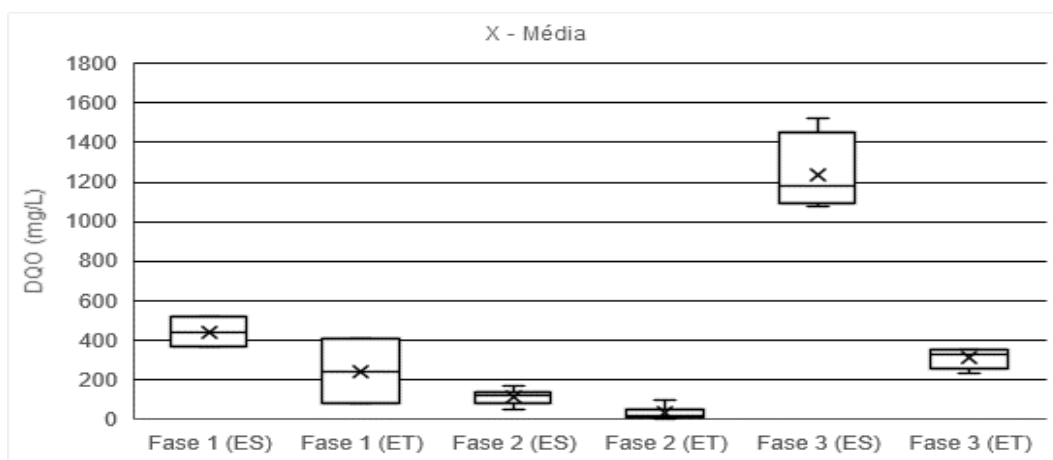
Caron *et al.* (2015) corroboram que a redução do pH está relacionada com a nitrificação, e também com a produção de ácidos húmicos resultantes da degradação da matéria orgânica. Porém, para ocorrer a nitrificação é necessário aporte de oxigênio dissolvido suficiente para promover, prioritariamente, a degradação da matéria orgânica e depois a nitrificação, e bactérias nitrificantes que se formaram no FBA a partir da adição de esgoto *in natura* ao esgoto doméstico sintético que alimentava o reator.

Então, a redução deste parâmetro está condicionada com formação de ácidos orgânicos no biofilme e liberação íons H^+ para o meio líquido, acidificando o filtro, e a possibilidade de estar ocorrendo nitrificação, devido redução das concentrações de amônia.

5.2.2 Demanda química de oxigênio (DQO)

Na Figura 18 é apresentado o monitoramento da DQO em TR 0 h e TR 168 h nas fases 1, 2 e 3. As concentrações médias para o esgoto doméstico sintético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 ($439,57 \pm 74,00 \text{ mgO}_2.L^{-1}$ e $241,04 \pm 160,62 \text{ mgO}_2.L^{-1}$), fase 2 ($112,23 \pm 37,29 \text{ mgO}_2.L^{-1}$ e $26,13 \pm 28,52 \text{ mgO}_2.L^{-1}$) e fase 3 ($1239,78 \pm 174,25 \text{ mgO}_2.L^{-1}$ e $308,05 \pm 47,05 \text{ mgO}_2.L^{-1}$).

Figura 18 - Monitoramento da DQO em T 0 h e T 168 h.



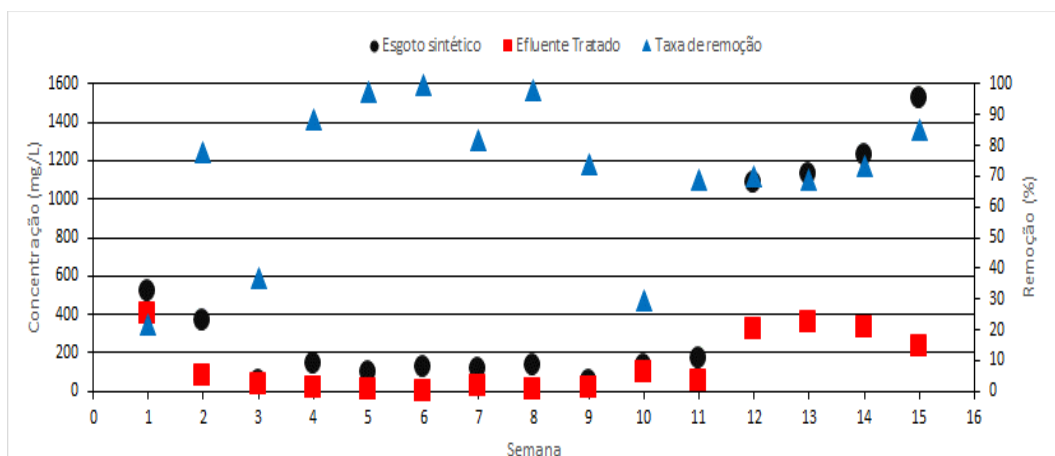
Fonte: Autor, 2020.

Na Figura 19 é apresentada a concentração de esgoto doméstico sintético, efluente tratado e taxa de remoção de DQO ao longo do tratamento. As maiores remoções de matéria orgânica foram observadas nas semanas 4 a 8, quando a concentração de DQO do esgoto doméstico sintético eram baixas e a remoção chegou a aproximadamente 100%.

Na fase 1, período em que os micro-organismos estão se adaptando ao meio e atuando na formação do biofilme, e a concentração de DQO é superior a $365 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, acontece o período de maior instabilidade na remoção. Na fase 2, a partir da semana 3, a concentração inicial de DQO é da ordem de $50 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e a eficiência de remoção é de apenas 36,6%. No entanto, entre as semanas 4 e 9 o sistema apresenta eficiências superiores a 75% e próximas a 99%. Também é nesta fase que as concentrações de DQO no esgoto doméstico sintético são menores flutuando entre 49 e $168 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$. Na fase 3, quando as concentrações de DQO flutuam entre 1.078 e $1526 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ o sistema apresenta remoção crescente de DQO até alcançar 85%.

A fase 3 compreende período em que as concentrações de DQO são superiores a $1.000 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$. Os altos valores foram obtidos após a adição de 300 gramas de sacarose no momento da alimentação do reator. Com isso, foi possível observar o comportamento de remoção do contaminante no filtro.

Figura 19 - Concentração de esgoto doméstico sintético, efluente tratado e taxa de remoção de DQO ao longo do tratamento.



Fonte: Autor, 2020.

Percebe-se que mesmo com a adição de sacarose na fase 3, o sistema manteve a eficiência crescente e superior a 70% chegando a 85%, afirmando que existem boas condições de oxigênio no meio, capaz de promover a degradação da matéria orgânica.

A Tabela 15 apresenta informações sobre a taxa de carregamento de matéria orgânica no momento da alimentação, taxa de resíduos após o tratamento e a eficiência de remoção semanal. Na fase 1, 2 e 3 a taxa de resíduos orgânicos, mínima e máxima foram, respectivamente, 2,87 e 14,35 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, 0,02 e 3,33 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, 8,17 e 12,59 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

Tabela 15 - Taxa de carregamento na alimentação e de resíduos após tratamento.

Fase	Semana	DQOi (mgO ₂ .L ⁻¹)	Taxa de Carregamento (g.m ⁻² .d ⁻¹)	DQOf (mgO ₂ .L ⁻¹)	Taxa de Resíduos Orgânico (g.m ⁻² .d ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)
1	1	513,56	18,34	401,67	14,35	21,79
	2	365,57	13,06	80,42	2,87	78,00
2	3	52,84	1,89	33,50	1,20	36,61
	4	141,27	5,05	16,74	0,60	88,15
	5	97,96	3,50	2,31	0,08	97,64
	6	119,62	4,27	0,51	0,02	99,58
	7	116,01	4,14	21,21	0,76	81,71
	8	132,40	4,73	2,45	0,09	98,15
	9	49,51	1,77	12,83	0,46	74,08
	10	132,38	4,73	93,23	3,33	29,57
	11	168,12	6,00	52,39	1,87	68,84
	12	1078,33	38,51	324,30	11,58	69,93
3	13	1125,57	40,20	352,39	12,59	68,69
	14	1228,69	43,88	326,68	11,67	73,41
	15	1526,52	54,52	228,83	8,17	85,01

Fonte: Autor, 2020.

Como relatado anteriormente, os micro-organismos, possivelmente, começaram a colonizar e adaptar-se no filtro nas primeiras semanas de operação, quando esgoto *in natura* era misturado ao esgoto doméstico sintético. Esses micro-organismos formam o biofilme que envolve o meio suporte e dão condições de melhorar a eficiência de remoção dos poluentes.

Aplicando a ANOVA/Teste de Tukey para verificar se existe diferença entre as médias de remoção de DQO entre a fase 2 (semanas 4 a 7; 8 a 11) e fase 3 (semanas 12 a 15), sem adição e com adição de sacarose, observou-se p igual a 0,02 e 0,6. Logo, se conclui que há diferença significativa entre a fase 2 (semanas 4 a 7) e a fase 3, e que não há diferença significativa entre a fase 2 (semanas 8 a 11) e a fase 3.

Observando o desempenho de tratamento na semana 2 é possível perceber que quando a concentração de DQO do esgoto doméstico sintético ultrapassa 365 mgO₂.L⁻¹ o sistema não consegue reduzir a DQO para concentrações inferiores a 200 mgO₂.L⁻¹. Essa concentração é o valor máximo estabelecido nas resoluções COEMA e CONAMA para lançamento em corpos hídricos. Logo, apenas o efluente tratado na

semana 2 e durante a fase 2 atende a norma, conforme apresentado também na Figura 19. Quanto à possibilidade de reuso de efluente sanitário tratado em atividades agrícolas e florestais, a Resolução COEMA nº 02/2017 não estabelece valores de concentração máxima de DQO para poder ser utilizada nessa atividade, porém, o reuso para fins paisagísticos, lavagem de calçadas, dentre outros, é incentivado.

Shin *et al.* (2020) e Lester e Birkett (1999) relatam que o crescimento de bactérias heterotróficas para a eliminação de matéria orgânica nos processos biológicos de tratamento de águas residuais requer um período adequado de adaptação, sendo difícil a remoção dos orgânicos durante um curto TR. Ou seja, a remoção de matéria orgânica no efluente do filtro é diretamente afetada pelo TR. A eficiência baixa na primeira semana se deve à adaptação e aumento da quantidade de micro-organismos capazes de utilizar o oxigênio para degradar a matéria orgânica.

Galindo *et al.* (2016) estudando o comportamento de um filtro biológico, similar a uma cascata com várias bandejas preenchidas com conchas marinhas, com fluxo de esgoto descendente avaliou a remoção de DQO. O sistema proposto possibilitou alta transferência de oxigênio para o efluente. Neste estudo a melhor eficiência de remoção de DQO foi de 51,5%. Devido a maior transferência de oxigênio era esperado maior remoção de DQO.

Na Tabela 16 é apresentado o consumo de oxigênio utilizado na remoção de DQO durante o tratamento, que é utilizado pelos micro-organismos na degradação da matéria orgânica. Mesmo com o aumento da concentração no esgoto doméstico sintético o sistema conseguiu se manter com boas eficiências devido a presença de oxigênio dissolvido no meio. Decezaro *et al.* (2019), Platzer (1999) e Sengeweine (1989) afirmam que são necessário 0,7 g O₂ para cada g de DQO.

Compreende-se que quando a concentração de matéria orgânica é alta, é necessário mais oxigênio para que os micro-organismos possam degradá-la. Mesmo com um TR de 7 dias e o material suporte adotado neste estudo com porosidade de 71,4% foi possível manter oxigênio dissolvido no meio suficiente para atuar na remoção de DQO e, também para a oxidação da amônia como veremos na próxima subseção.

Tabela 16 – Taxa de oxigênio consumido na remoção de DQO durante o tratamento.

Semana	Eficiência (%)	Tempo (h)	DQO ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	Carga DQO removida ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	Taxa de Oxigênio consumido ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)
1	21,79	0 168	513,56 401,67	111,89	2,80
2	78,00	0 168	365,57 80,42	285,15	7,13
3	36,61	0 168	52,84 33,50	19,34	0,48
4	88,15	0 168	141,27 16,74	124,53	3,11
5	97,64	0 168	97,96 2,31	95,65	2,39
6	99,58	0 168	119,62 0,51	119,11	2,98
7	81,71	0 168	116,01 21,21	94,80	2,37
8	98,15	0 168	132,40 2,45	129,95	3,25
9	74,08	0 168	49,51 12,83	36,68	0,92
10	29,57	0 168	132,38 93,23	39,14	0,98
11	68,84	0 168	168,12 52,39	115,73	2,89
12	69,93	0 168	1078,33 324,30	754,03	18,85
13	68,69	0 168	1125,57 352,39	773,18	19,33
14	73,41	0 168	1228,69 326,68	902,01	22,55
15	85,01	0 168	1526,52 228,83	1297,70	32,44

Fonte: Autor, 2020.

A concentração de oxigênio é fator limitante para que os micro-organismos aeróbios possam promover a biodegradação da matéria orgânica. A estratégia de alimentação do FBA foi fundamental no aporte de oxigênio para o meio, visto que a alimentação vertical e a distância (30 cm) entre os tubos de alimentação e a superfície do meio suporte maximizaram a concentração de oxigênio para o filtro.

Abou-Elela *et al.* (2017) também testaram um filtro sem aeração forçada. Eles instalaram tubos laterais em diferentes alturas no reator, com o objetivo de aumentar a concentração de oxigênio mesmo em camadas mais profundas. Os resultados de remoção de DQO foram de 91%. Os autores relatam que não houve necessidade de aeração forçada no filtro, pois o oxigênio foi difundido naturalmente do ar ambiente para o reator, criando condições ideais para as bactérias oxidarem a matéria orgânica e a amônia. Logo, a estratégia de operação adotada transferiu oxigênio suficiente para bactérias heterotróficas e autotróficas. Os autores também destacam a influência do meio suporte utilizado, tecido plástico poroso, que se mostrou favorável ao crescimento de micro-organismos e melhorou as eficiências de remoção de demanda biológica de oxigênio (DBO), sólidos solúveis totais (SST) e amônia.

Nikoonahad *et al.* (2017) avaliaram a performance de filtro biológico aerado preenchido com meio suporte de poliestireno revestido por areia, com recirculação e sem recirculação do efluente tratado. Os autores utilizaram esgoto de baixa concentração de DQO ($57 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) e DBO ($21,2 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$), concentrações estas similares a padrões obtidos após tratamento secundário. A remoção média de DQO atingida foi (55%) e DBO₅ (61%). Os autores consideraram o meio suporte utilizado eficiente, pois foi capaz de promover um rápido crescimento microbiológico, e que a estratégia de operação (com e sem recirculação) não alterou significativamente as remoções.

Hellal *et al.* (2019) também testaram como meio suporte um material de poliéster plissado e rugoso, em filtro biológico aeróbio com entradas laterais ao filtro. Utilizando essa configuração de reator e estratégia de operação se alcançou remoção de 87% de DQO. O uso do material de poliéster, como um meio suporte biológico, provou ser um material eficiente para o crescimento de micro-organismos e, conseqüentemente, maior remoção de poluentes devido à sua elevada área superficial, porosidade e superfície rugosa que melhoraram a adesão de biomassa microbiana.

Segundo Ávila *et al.* (2019) e Stefanakis *et al.* (2014) a biodegradação da matéria orgânica é causada pelos micro-organismos presentes no biofilme das paredes do meio suporte.

Chen *et al.* (2020) avaliaram a eficiência de 2 biofiltros em série, um capaz de promover a nitrificação (PN) de fluxo descendente e outro capaz de promover a oxidação anaeróbia da amônia (ANAMMOX) de fluxo ascendente, ambos os reatores sem aeração forçada e preenchido com areia natural de rio, areia de concha e zeólita. Os autores obtiveram remoção média de DQO de 91,9%. Eles associam a alta remoção à adsorção e a degradação promovida pelos micro-organismos.

Vymazal e Kropfelová (2008) e Mello (2016) testaram sistema de filtros biológicos preenchidos somente com areia e brita, e outro com macrófita, areia e brita. Os resultados obtidos corroboram com as eficiências de remoção de DQO da presente pesquisa que chegaram a mais de 98% quando a concentração de DQO era de aproximadamente $120 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ e, a 85% quando a concentração de DQO era máxima $1.526,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

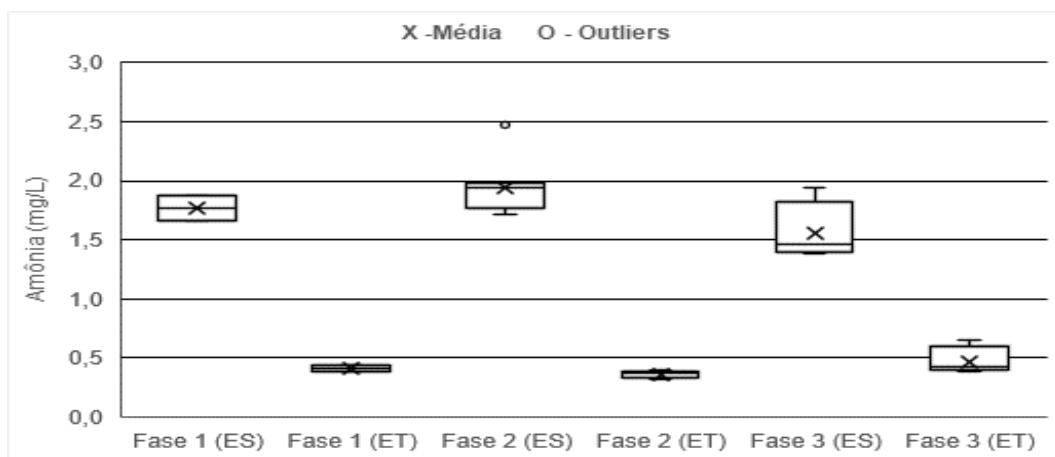
Gao e Ma (2020) avaliaram o desempenho de um filtro biológico aerado preenchido com areia e material cerâmico, tratando esgoto doméstico pré-tratado em um tanque anóxico e outro aeróbio. Os autores enfatizam que esse tipo de meio suporte tem efeito de alta remoção de nitrogênio e fósforo, e também capacidade de filtragem do efluente devido a areia. A operação durou 20 dias e a remoção de DQO foi de 94,63%.

O presente estudo apresentou alta remoção de DQO, superior a 98%, quando alimentado com esgoto doméstico sintético com baixa concentração deste poluente, e remoção de 85% quando submetido a alta concentração. Visto a simplicidade de funcionamento (alimentação única semanal e TR de 7 dias) e do meio suporte (bloco cerâmico) usado no filtro considera-se o resultado sendo satisfatório.

5.2.3 Nitrogênio amoniacal

Na Figura 20 é apresentado o monitoramento da amônia em TR 0 h e TR 168 h nas fases 1, 2 e 3. As concentrações médias obtidas para o esgoto doméstico sintético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 ($1,77 \pm 0,11 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,41 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$), fase 2 ($1,94 \pm 0,21 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,36 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$) e fase 3 ($1,56 \pm 0,22 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,47 \pm 0,10 \text{ mg.L}^{-1}$).

Figura 20 - Monitoramento da amônia em T 0 h e T 168 h.



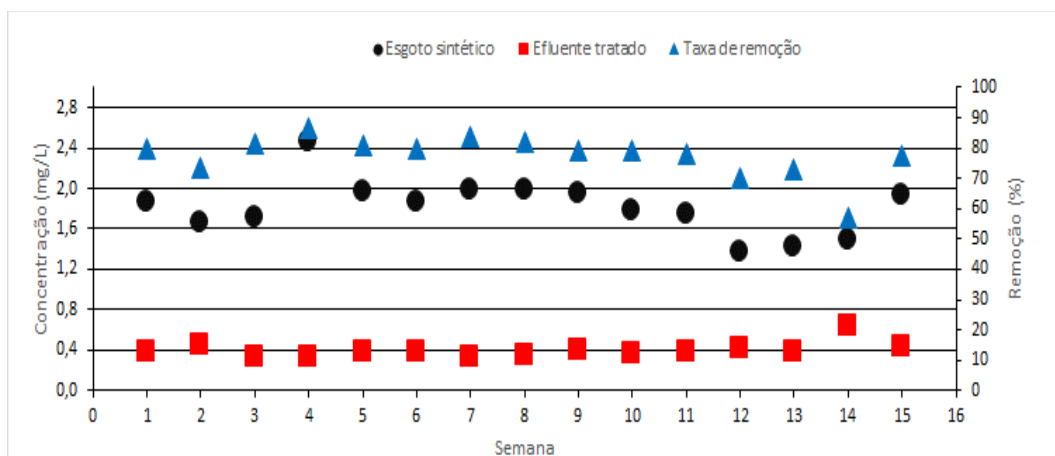
Fonte: Autor, 2020.

De acordo com Von Sperling (1996), a amônia está presente no esgoto nas formas de nitrogênio amoniacal ionizado e nitrogênio amoniacal livre, a depender do pH. Quando o pH está abaixo de 8, a forma predominante no meio é o nitrogênio amoniacal ionizado (N-NH_4^+). Como o pH verificado neste estudo está sempre a baixo da neutralidade (pH 7,0), a forma de amônia predominante é o íon amônio.

Na Figura 21 é apresentada a concentração de esgoto doméstico sintético, efluente tratado e taxa de remoção de amônia ao longo das 15 semanas de monitoramento. A eficiência de remoção foi estável em praticamente todo o estudo, flutuando entre 73% e 86%. Apenas na semana 14 foi verificado uma queda de eficiência (56,96%).

Em relação a concentração de amônia na alimentação (T 0h), as concentrações são baixas e em nenhuma semana de monitoramento excedeu o limite definido por norma. As resoluções COEMA n° 02/2017 e CONAMA n° 430/2011 estabelecem a concentração máxima de 20 mg.L^{-1} para lançamento de efluentes em corpos hídricos. Portanto, o esgoto doméstico sintético utilizado não representa risco de poluição ambiental.

Figura 21 - Concentração de esgoto doméstico sintético, efluente tratado e taxa de remoção de amônia ao longo do tratamento.



Fonte: Autor, 2020.

Na Tabela 17 é apresentada informações sobre a taxa de carregamento de nitrogênio amoniacal antes e após o tratamento, e a eficiência de remoção semanal. Na fase 1, 2 e 3 a taxa de resíduos orgânicos, mínima e máxima foram, respectivamente, 0,013 e 0,016 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, 0,011 e 0,014 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, 0,014 e 0,023 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Segundo Metcalf e Eddy (2016) e Tchobanoglous *et al.* (2003) a concentração de amônia utilizada neste estudo é classificada como fraca.

A análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey aplicado comparando a fase 2 (semanas 4 a 7; 8 a 11) que antecede a adição de sacarose e a fase 3, com adição da sacarose, revelam p igual a 0,02 e 0,06. Portanto, houve diferença significativa entre a fase 2 (semanas 4 a 7) e a fase 3, e não houve diferença significativa entre a fase 2 (semanas 8 a 11) e a fase 3.

Tabela 17 - Taxa de carregamento de nitrogênio amoniacal antes e após o tratamento.

Fase	Semana	N - amoniaca i (mg.L ⁻¹)	Taxa de Carregamento N-amoniaca (g.m ⁻² .d ⁻¹)	N - amoniaca f (mg.L ⁻¹)	Taxa de Resíduos N - amoniaca (g.m ⁻² .d ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)
1	1	1,87	0,067	0,38	0,013	79,9
	2	1,66	0,059	0,44	0,016	73,5
2	3	1,71	0,061	0,32	0,011	81,3
	4	2,47	0,088	0,33	0,012	86,6
	5	1,96	0,070	0,37	0,013	81,0
	6	1,86	0,067	0,38	0,013	79,8
	7	1,98	0,071	0,33	0,012	83,5
	8	1,98	0,071	0,35	0,013	82,3
	9	1,95	0,069	0,40	0,014	79,3
	10	1,78	0,063	0,37	0,013	79,4
	11	1,75	0,062	0,38	0,014	78,1
	12	1,38	0,049	0,41	0,015	70,0
3	13	1,42	0,051	0,38	0,014	73,2
	14	1,49	0,053	0,64	0,023	57,0
	15	1,94	0,069	0,43	0,015	77,6

Fonte: Autor, 2020.

Dois mecanismos de remoção podem justificar a eficiência de remoção da amônia, a nitrificação - que converte amônia em nitrito e, posterior, nitratação - que converte nitrito em nitrato (processo conhecido como nitrificação) que ocorre em condições aeróbias e, a desnitrificação autotrófica que ocorre na zona anaeróbia do biofilme convertendo amônia em nitrogênio gasoso. Ambos os processos ocorrem na interface meio suporte e efluente.

No processo de nitrificação o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito e a nitrato, desde que exista oxigênio suficiente para mediar este processo. Entende-se que a redução da amônia é essencial para o processo de nitrificação, sem oxigênio para oxidar amônia o processo se torna inviável e o oxigênio será utilizado prioritariamente para a biodegradação da matéria orgânica carbonácea. Segundo Ávila *et al.* (2019) a nitrificação é favorecida por concentrações mais baixas de matéria orgânica e também pela presença de bactérias autotróficas nitrificantes. Li *et al.* (2020) estudando a nitrificação e desnitrificação simultânea indicaram que a concentração de

oxigênio ideal para promover a redução de nitrogênio total no meio, varia de 1,2 a 1,5 mg.L⁻¹.

Chang *et al.* (2019) objetivando alcançar a nitrificação e desnitrificação simultânea, testaram um filtro biológico com aeração natural. Neste reator foram colocados em suas paredes interiores estruturas com angulação para favorecer o contato do esgoto com o bio-plástico utilizado como meio suporte. O sistema alcançou eficiência média de remoção de amônia de 88,62% e 50,48% de nitrogênio total. Os autores também descobriram que várias bactérias desnitrificantes, como *Azoarcus*, *Arcobacter*, *Flavobacterium*, juntamente com bactérias oxidantes de nitrito coexistem no biofilme.

Chen *et al.* (2020) avaliaram o desempenho de um biofiltro para nitrificação parcial (PN) e outro para oxidação anaeróbia da amônia (ANAMMOX), também com aeração natural, no tratamento de esgoto com baixa concentração de amônia. Os autores alcançaram remoção quase que total do poluente (98,9%). Eles destacam que o reator PN desempenhou um importante papel na remoção de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e fósforo total. Já o reator ANAMMOX desempenhou um papel principal na remoção de nitrogênio total.

Abou-Elela *et al.* (2017) avaliaram o desempenho de um filtro biológico aerado passivamente (FBAP) com a proposta de reduzir o consumo de energia. O filtro foi preenchido com um meio suporte de tecido plástico. O filtro operava com fluxo descendente e aeração natural através de tubos laterais ao reator posicionados em diferentes alturas. Com esta configuração e operação os autores obtiveram remoção de amônia de 87%. Os autores explicam que o sistema proposto com aberturas laterais aumentou o suprimento de oxigênio para os micro-organismos colonizadores do leito biológico e, conseqüentemente, aprimorou sua atividade de biodegradação e nitrificação.

Hellal *et al.* (2019) também testaram como meio suporte um material plástico de poliéster plissado e rugoso, em filtro biológico aeróbio e de fluxo descendente. Os autores alcançaram eficiência de 88% para remoção de amônia.

Hu *et al.* (2019) avaliaram a performance de 2 filtros biológicos preenchidos com meio suporte inerte para acoplamento de ferro. O primeiro filtro era anóxico com alimentação ascendente, e o segundo filtro era aeróbio com alimentação

descendente. Os autores aplicaram esgoto de baixa relação C/N e alcançaram remoção de 97,6% de amônia e 86,9% de nitrogênio total.

Li *et al.* (2020) estudando o efeito da oxigenação em filtros biológicos, com reatores sem aeração e com aeração na concentração (0,3-0,5; 0,8-1,0; 1,2-1,5; 1,5-2,0; 2,0-2,5 mg.L⁻¹), obtiveram remoção de amônia entre 96,0 e 98,0% quando a concentração de oxigênio era mantida entre 1,2 e 1,5 mg.L⁻¹. Ibrahim *et al.* (2020) também alcançou alta performance de remoção de amônia (100%), mas devido a técnica de bioaugmentação com o *biowish* que é a utilização de um consórcio de micro-organismos, fontes de açúcar, sais, emulsificantes naturais e algumas enzimas. Esses constituintes podem alterar o tipo de micro-organismo autotrófico para heterotrófico e acelerar a remoção de poluentes em sistemas de tratamento de águas residuais. Já as enzimas aprimoram os micro-organismos durante o processo de biodegradação.

Bao *et al.* (2016) estudando o comportamento de filtros biológicos preenchidos com zeólitas e material cerâmico, alcançaram remoção de 87,33% de amônia no filtro com zeólita, contra 67,29% no filtro com cerâmica. A zeólita pode ser encontrada em locais onde existem rochas e cinzas vulcânicas. Os autores afirmam que este é um material de baixo custo e que possuem grande potencial para o tratamento eficiente de esgotos.

Alta eficiência de remoção de amônia também foi observada em um filtro biológico aerado preenchido com areia e material cerâmico, tratando esgoto doméstico. Esse tipo de meio suporte apresenta alta remoção de nitrogênio, obtiveram 99,02% de remoção de amônia e 77,89% de remoção de nitrogênio total (GAO E MA, 2020).

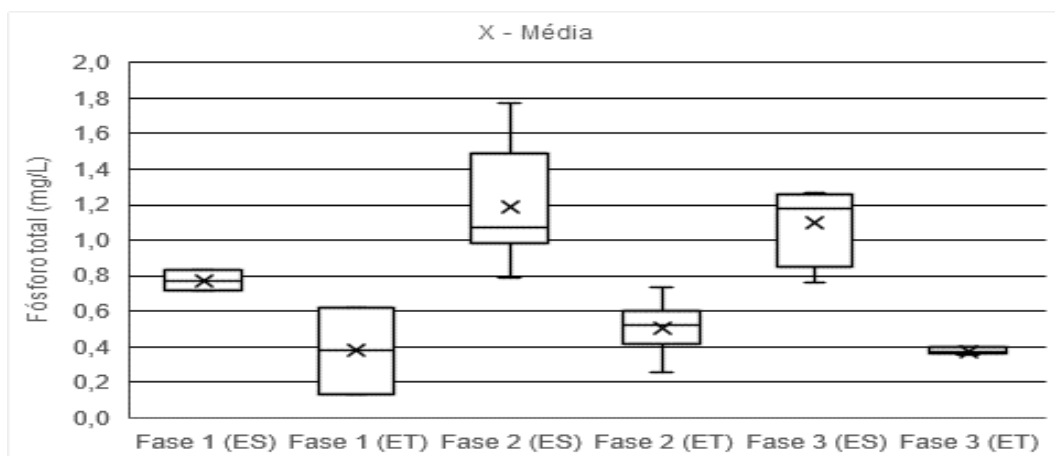
Chen *et al.* (2015) estudando um filtro biológico com aeração artificial e fluxo ascendente de esgoto, preenchido com partículas de concreto de alta porosidade (89,2%). Os autores alcançaram remoções de amônia nos 15 primeiros dias de 76,57% a 61,06% e nos 60 dias de monitoramento a eficiência aumentou significativamente para 97,22% a 61,06%. Os pesquisadores acreditam que o aumento no número de dias de monitoramento resultou em biofilme maduro, favorecendo o crescimento de bactérias heterotróficas contra bactérias autotróficas, o que favoreceu o resultado. Outro fator apontado por eles é que o aumento de dias melhorou a concentração de oxigênio no meio e favoreceu a remoção da amônia.

Os resultados obtidos no presente estudo demonstram que o filtro proposto possui capacidade de remover nitrogênio amoniacal, visto que foram obtidas remoções médias variando de 70 a 81,5%, no entanto, para melhorar sua eficiência é necessário testar novas estratégias de operação, como a aeração artificial e o aumento da coluna de meio suporte.

5.2.4 Fósforo total (P)

Na Figura 22 é apresentado o monitoramento do fósforo total em TR 0 h e TR 168 h nas fases 1, 2 e 3. As concentrações médias para o esgoto doméstico sintético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 ($0,78 \pm 0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,38 \pm 0,24 \text{ mg.L}^{-1}$), fase 2 ($1,19 \pm 0,32 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,50 \pm 0,13 \text{ mg.L}^{-1}$) e fase 3 ($1,10 \pm 0,20 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,37 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$).

Figura 22 - Monitoramento de fósforo em T 0 h e T 168 h.

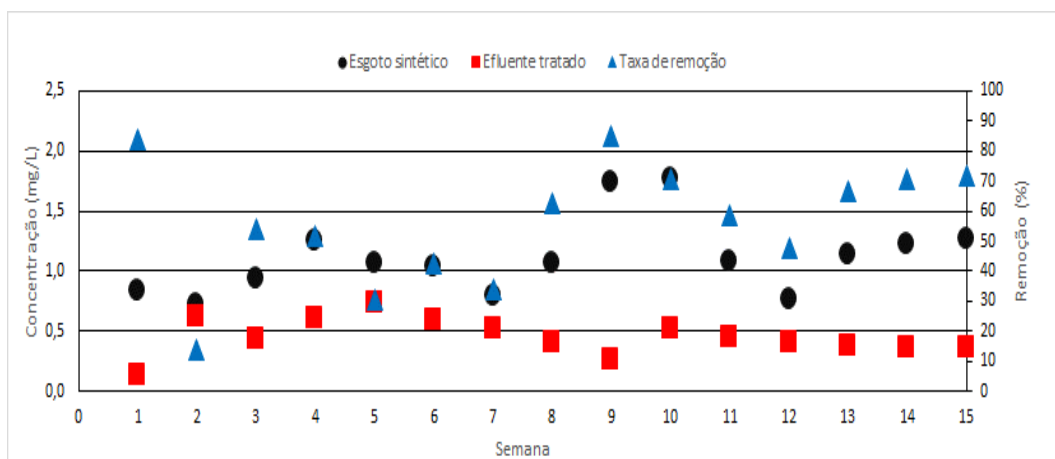


Fonte: Autor, 2020.

As semanas de operação que apresentaram maior remoção de fósforo foram as semanas 1 e 9, quando a eficiência alcançou 84% e 85% de remoção de fósforo, como apresentado na Figura 23. Porém, o filtro apresentou alguns picos de baixa remoção de fósforo, 13,89% na semana 2, 30,8% na semana 5, 42,67% na semana 6, 34,17% na semana 7, e 47,54 na semana 12. Nas demais semanas manteve-se eficiências superiores a 50%. Na Figura 23 percebe-se que a variação no

desempenho de remoção de fósforo revela instabilidade no tratamento, porém, com resultados satisfatórios.

Figura 23 - Monitoramento de fósforo em T 0 h e T 168 h.



Fonte: Autor, 2020.

Como apresentado na Figura 23 os níveis de fósforo após o tratamento permanecem acima de $0,13 \text{ mg.L}^{-1}$. Segundo Von Sperling (2005) concentrações de fósforo acima de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ podem causar eutrofização em corpos hídricos. Wang *et al.* (2016b) são menos restritivos e enfatizam que apenas concentrações acima de $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ podem causar eutrofização. Já a resolução CONAMA n° 357 estabelece a concentração de fósforo total permitida de acordo com a classe do corpo hídrico (águas doces): classe 1 e 2 ($0,02 - 0,1 \text{ mg.L}^{-1}$), classe 3 ($0,05 - 0,15 \text{ mg.L}^{-1}$) e classe 4 ($>0,15 \text{ mg.L}^{-1}$). Logo, o efluente tratado só poderia ser lançado em corpos hídricos de classe 3 e 4.

A Tabela 18 apresenta informações sobre a taxa de carregamento e de resíduos, em termos de fósforo total, antes e após o tratamento, assim como as eficiências de remoção por semana. Na fase 1, 2 e 3 a taxa de resíduos orgânicos, mínima e máxima foram, respectivamente, $0,005$ e $0,022 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, $0,009$ e $0,026 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, $0,013$ e $0,014 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Conforme Metcalf e Eddy (2016) e Tchobanoglous *et al.* (2003) a concentração de fósforo presente no efluente tratado é classificada com fraca.

Tabela 18 - Taxa de carregamento e de resíduos antes e após o tratamento

Fase	Semana	Fósforo total i (mg.L ⁻¹)	Taxa de Carregamento Fósforo total (g.m ⁻² .d ⁻¹)	Fósforo total f (mg.L ⁻¹)	Taxa de Resíduos Fósforo total (g.m ⁻² .d ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)
1	1	0,83	0,030	0,13	0,005	84,0
	2	0,72	0,026	0,62	0,022	13,7
2	3	0,93	0,033	0,43	0,015	53,9
	4	1,25	0,045	0,60	0,021	52,0
	5	1,06	0,038	0,73	0,026	30,7
	6	1,04	0,037	0,60	0,021	42,7
	7	0,79	0,028	0,52	0,019	34,2
	8	1,07	0,038	0,40	0,014	62,6
	9	1,73	0,062	0,26	0,009	85,2
	10	1,77	0,063	0,52	0,019	70,5
	11	1,07	0,038	0,45	0,016	58,4
	12	0,76	0,027	0,40	0,014	47,5
3	13	1,13	0,040	0,38	0,013	66,7
	14	1,23	0,044	0,36	0,013	70,5
	15	1,26	0,045	0,36	0,013	71,8

Fonte: Autor, 2020.

Ao aplicar a ANOVA/teste de Tukey comparando a fase 2 (semanas 4 a 7; 8 a 11) com a fase 3 obtém-se p igual a 0,01 e 0,5, o que indica que há diferença significativa entre a fase 2 (semanas 4 a 7) e fase 3, e que não há diferença significativa entre a fase 2 (semanas 8 a 11) e a fase 3.

Ávila *et al.* (2019) e Vymazal (2007) enfatizam que a redução na concentração de fósforo se deve principalmente aos processos de adsorção no meio suporte, possível precipitação química, mineralização, fragmentação e lixiviação.

Para Rodrigues e Silva (2008) o processo de adsorção é um dos métodos mais eficientes para remoção de íons fosfato presentes em esgotos, sendo este adsorvido na superfície do meio suporte/sólido adsorvente. A vantagem dessa técnica sobre as outras é a baixa formação de resíduos, a possibilidade de regeneração dos adsorventes e a aplicação de materiais de baixo custo no tratamento de efluentes.

Bao *et al.* (2016) estudaram a remoção de contaminantes em um filtro biológico aerado testando dois tipos de materiais suporte, zeólita e material cerâmico. Os resultados mostraram que a estrutura porosa do filtro preenchido com zeólita era

mais propícia ao crescimento de biofilme microbiano que o filtro com cerâmica. A zeólita é um aluminosilicato e pode ser usado como material adsorvente. O filtro com zeólita alcançou a remoção média de 83,8% de fósforo total, enquanto que o filtro preenchido com cerâmica removeu apenas 31,5% deste poluente.

Arenhart (2019) enfatiza que a adsorção é um método alternativo e promissor de remoção de fosfatos, em geral, para esgotos com baixa concentração de fosfato, devido à baixa produção de lodo, fácil operação e alta eficiência. Por isso, a remoção de fosfato usando adsorventes que possuam em sua composição química óxidos de alumínio, óxidos de ferro, silicatos mesoporosos, lama vermelha e lodo de estação de tratamento de água contendo alumínio, tem sido estudado.

Chen *et al.* (2015) desenvolveram um filtro biológico com aeração artificial com fluxo ascendente de esgoto e preenchido com partículas de concreto de alta porosidade. Essas partículas possuem porosidade de 89,2% e em sua composição química, principalmente, óxido de silício (44,8%), óxido de cálcio (25%), óxido de alumínio (16%) e óxido de ferro (4,16%). O filtro operou com concentrações de fosfato no esgoto bruto variando entre 0,5 e 0,6 mg.L⁻¹. O sistema alcançou eficiência de remoção de fosfato entre 75,8 e 91,3% em 40 dias de monitoramento. Os autores explicam que o mecanismo de remoção de fosfato envolveu um efeito combinado de adsorção física (fisissorção) e química (quimissorção) e degradação microbiana. Os íons metálicos Fe³⁺, Al³⁺ e Ca²⁺ podem facilmente interagir com o fosfato. Assim, os fosfatos metálicos são adsorvidos no substrato por ações físicas e depois armazenados por bactérias acumuladoras de polifosfatos. Essa capacidade de adsorção física é pouco influente e facilmente saturada, enquanto a adsorção química ocasionado pelos íons metálicos e o fosfato poderia continuar e, portanto, exibir estabilidade a longo prazo e melhores resultados.

Nascimento *et al.* (2014) enfatiza que a adsorção física ocorre através de forças de Van der Waals que são interações fracas. Enquanto que na adsorção química há troca ou partilha de elétrons entre as moléculas do contaminante e a superfície do adsorvente (meio suporte), resultando em uma reação química. Por isso, a adsorção química é mais importante na remoção do fósforo.

Posteriormente, Chen *et al.* (2020) avaliaram dois reatores em série, um para nitrificação parcial e outro para oxidação anaeróbia da amônia. Neste sistema a

remoção de fósforo total foi avaliada alcançando 94,3%. Os autores associam o excelente resultado a boa capacidade de adsorção do meio suporte e assimilação do fósforo por micro-organismos.

Gao e Ma (2020) testando um filtro biológico aerado preenchido com material cerâmico e areia, tratando esgoto doméstico, alcançaram eficiência média de remoção de fósforo de 97,99%. Os autores justificam a alta eficiência à adsorção e aos organismos acumuladores de fosfato, que se desenvolvem em condições anaeróbias.

Segundo Freitas (2016) os ortofosfatos estão disponíveis ao metabolismo microbiano nas formas PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 . No esgoto sanitário a forma predominante é o HPO_4^{-2} . A remoção biológica de fósforo ocorre com a incorporação do fosfato à biomassa, pois não possui forma gasosa para ser removido por volatilização.

Em pesquisa realizada por Cartaxo e Esmeraldo (2016) sobre a composição química da cerâmica vermelha, basicamente argila, que é usada para a fabricação de blocos cerâmicos e telhas no município do Crato/Ceará, obtiveram os percentuais de 60,14 a 67,44% para SiO_2 , 23,17 a 25,44% para Al_2O_3 , 2,8 a 7,4% para Fe_2O_3 , 0,38 a 0,98% para CaO . Lima (2009) também realizou estudo da composição química da cerâmica vermelha. A pesquisa foi conduzida com amostras de argila obtidas em jazidas na região de Russas/Ceará e obtiveram 62,02 a 64,8% para SiO_2 , 15,88 a 16,22% de Al_2O_3 , e 5,05 a 5,96% de Fe_2O_3 . Para Wang *et al.* (2016a) materiais constituídos por óxidos de alumínio, ferro e cálcio possuem capacidade de adsorção notável para fósforo.

Portanto, acredita-se que a composição química da argila utilizada para fabricar o bloco cerâmico usado como meio suporte nesta pesquisa é similar aos percentuais e compostos químicos obtidos nos estudos de Cartaxo e Esmeraldo (2016) e Lima (2009). Vilar *et al.* (2010) afirmam que o fósforo tem grande interação com os óxidos de Ferro e Alumínio, podendo ser adsorvido ao meio suporte que tenha em sua composição esses elementos. Porém, os autores enfatizam que a adsorção do fósforo ainda é um processo complexo e ainda demanda mais estudos.

Wang *et al.* (2016a) avaliaram a capacidade de adsorção de três resíduos da indústria (cinzas, lama vermelha e resíduos de estação tratamento de água (ETA) contendo ferro e alumínio) tratados com cloreto de ferro III e ácido clorídrico,

comparados com a zeólita e a diatomita. O estudo revelou que a capacidade de adsorção obedeceu a seguinte ordem: resíduos de ETA > lama vermelha > cinzas > zeólita > diatomita. Os autores também estudaram o efeito do pH e da matéria orgânica na adsorção do fósforo nestes materiais. Eles explicam que quando se aumenta o pH até chegar na neutralidade a adsorção alcança limite máximo. Após ultrapassar a neutralidade o material perdia sua capacidade adsorptiva consideravelmente. A adsorção do fósforo está fortemente relacionada com pH e as formas de fosfato no meio: pH de 2 a 7 (H_2PO_4^-), pH de 7 a 12 (HPO_4^{2-}) e pH acima de 12 (PO_4^{3-}). Portanto, se conclui que a espécie com menos carga negativa tem preferência na adsorção. Referente ao efeito da matéria orgânica, os autores enfatizam que a eficiência de adsorção de fosfato foi aprimorada após a adição de matéria orgânica na solução. Porém, Lüring *et al.* (2014) explicam que a matéria orgânica pode competir com os íons fosfato pelos sítios ativos do adsorvente.

Wang *et al.* (2016b) realizaram estudo de adsorção do fósforo utilizando material cerâmico modificado. O material cerâmico foi carregado com ferro que foi preparado a partir de uma solução de dolomita, montmorilonita, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ e amido. Os autores explicam que a utilização de meio suportes naturais para remoção de fósforo tem muitas vantagens como facilidade de obtenção, baixo custo e não toxicidade. A desvantagem é que existe baixa disponibilidade de grupos funcionais carregados positivamente nos materiais adsorventes naturais, o que limita sua eficiência de adsorção. Por isso, faz-se necessário a modificação de alguns materiais para que possam ser utilizados com sucesso na sorção do fósforo. Os autores observaram que a capacidade adsorptiva do material era crescente com o aumento do pH de 2,0 a 6,0 e, que a forma dominante de fosfato era H_2PO_4^- . Eles explicam que a superfície adsorvente era positivamente carregada quando o pH era inferior a 6,0 e negativamente carregada quando maior que 6,0. Ou seja, a atração eletrostática entre meio suporte e íons fosfato era enfraquecida entre pH 7,0 - 9,0 devido à carga superficial negativa do material.

Compreende-se então, que a adição de matéria orgânica é benéfica para remoção biológica do fósforo, mas pode também competir com os íons fosfato pela sorção no meio suporte usado como adsorvente reduzindo, então, a adsorção do fósforo.

5.3 Eficiência global de tratamento

Na Tabela 19 são apresentadas as eficiências médias de remoção de poluentes como amônia, fósforo total e demanda química de oxigênio (DQO), das amostragens, em TR 0 h e TR 168 h, bem como eficiência de remoção de poluentes na Figura 24.

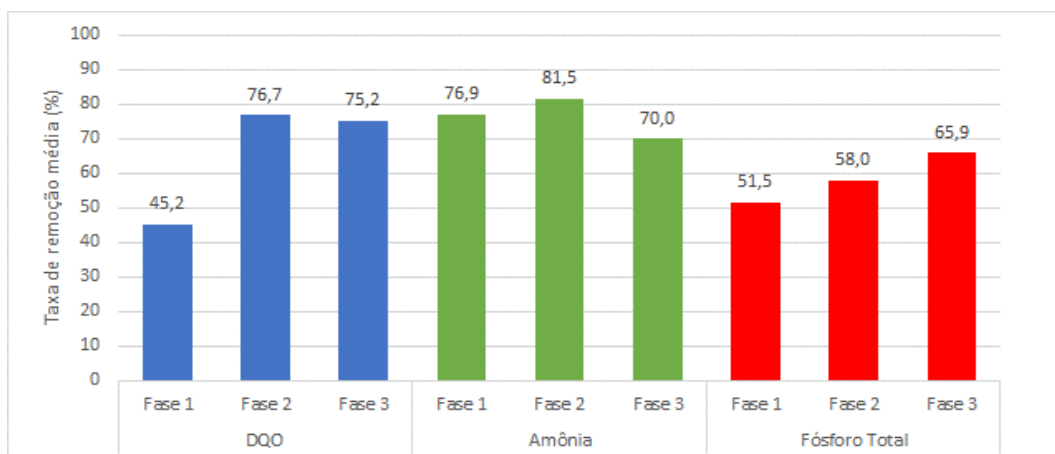
Tabela 19 - Eficiência média de remoção de poluentes alcançada.

Parâmetro	Fase	Unidade	Esgoto sintético	Efluente tratado	Eficiência (%)	Desvio padrão (%)
Amônia	1	mg.L ⁻¹	1,77	0,41	76,87	3,18
	2		1,94	0,36	81,50	2,46
	3		1,56	0,47	69,97	7,70
Fósforo Total	1	mg.L ⁻¹	0,78	0,38	51,47	35,09
	2		1,19	0,50	57,97	16,34
	3		1,10	0,37	65,92	9,77
DQO	1	mgO ₂ .L ⁻¹	439,57	241,04	45,16	28,11
	2		112,23	26,13	76,72	24,60
	3		1239,78	308,05	75,15	6,44

Fonte: Autor, 2020.

Os resultados obtidos na remoção de amônia demonstram que o filtro proposto possui capacidade de remover nitrogênio amoniacal, visto que foram obtidas remoções médias de $76,87 \pm 3,18\%$ (fase 1), $81,50 \pm 2,46\%$ (fase 2) e $69,97 \pm 7,70\%$ (fase 3). Na fase 2 quando a DQO é inferior a $200 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$, a eficiência de remoção de amônia alcança o melhor resultado $81,50 \pm 2,46\%$. No entanto, na fase 3, quando a DQO é superior a $1.000 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ o sistema apresenta a menor remoção durante todo o estudo $69,97 \pm 7,77\%$ de amônia. Devido a adição da sacarose na fase 3, com objetivo de aumentar a concentração de matéria orgânica, foi verificado redução da eficiência média de remoção de amônia. Essa redução é motivada pela competição por oxigênio entre as bactérias oxidativas de matéria orgânica e as bactérias nitrificantes responsáveis pela nitrificação. Zheng *et al.* (2019) explicam que a utilização de oxigênio dissolvido para a oxidação da matéria orgânica é prioritária sobre a nitrificação. Hellal *et al.* (2019) relatam que ao aumentar a taxa de carga orgânica de 1,77 para $2,90 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ houve redução significativa de remoção de amônia de 88% para 75%.

Figura 24 - Eficiência de remoção de DQO, amônia e fósforo total.



Fonte: Autor, 2020.

No que se refere ao comportamento da concentração de fósforo total nas fases de tratamento, os resultados revelam melhora crescente na eficiência de remoção média deste parâmetro, sendo na fase 1 ($51,47 \pm 35,09\%$), na fase 2 ($57,97 \pm 16,34\%$) e na fase 3 ($65,9 \pm 9,77\%$). Foi constatado que a adição da sacarose melhorou a eficiência de remoção desse poluente, fase 2 ($57,97 \pm 16,34\%$) e fase 3 ($65,9 \pm 9,77\%$). Metcalfy e Eddy (2016) explicam que para ocorrer a remoção de fósforo total por remoção biológica é necessário haver matéria orgânica no meio para obter condições ambientais favoráveis para o desenvolvimento de micro-organismos acumuladores de fósforo. Esses micro-organismos se desenvolvem em zonas anaeróbias, retirando o fósforo da massa líquida. Para De Kreuk *et al.* (2005) os organismos acumuladores de fósforo (OAF) têm alto poder de liberar fosfato em ambiente anaeróbio, zonas mais profundas onde se encontra o lodo, ao utilizar material orgânico solúvel do meio na forma de biopolímeros com amido, celulose, proteínas e outros. Os OAF absorvem quantidades consideráveis de fósforo do meio líquido e, que ao remover o lodo biológico formado nos reatores remove-se também o fósforo. Logo, a adição de matéria orgânica favorece a remoção biológica do fósforo, mas pode também competir com os íons fosfato pela sorção no meio suporte usado como adsorvente reduzindo, então, a adsorção do fósforo (LÜRLING *ET AL.*, 2014).

Para a DQO, a adição de sacarose no FBA no início da fase 3, a eficiência de remoção reduz ($76,72 \pm 24,60\%$) na fase 2 e ($75,15 \pm 6,44\%$) na fase 3. Simultaneamente, a remoção de nitrogênio amoniacal reduz ($81,50 \pm 2,46\%$) na fase

2 e $(69,97 \pm 7,70\%)$ na fase 3. Se conclui que a adição de sacarose inibiu a remoção da amônia. Chang *et al.* (2019) explicam que o aumento da concentração de DQO inibe a remoção da amônia, porque o oxigênio é usado prioritariamente pelos micro-organismos na degradação da matéria orgânica, porém, melhora a remoção do nitrogênio total devido ao aumento de doadores de elétrons no meio. Wang *et al.* (2019) relatam que taxas de DQO/N baixas favorecem o processo de oxidação da amônia a nitrato, enquanto, que taxas altas favorecem a desnitrificação, pois este processo necessita de fonte de carbono.

6 CONCLUSÕES

Baseado nos resultados obtidos nas amostragens (TR 0 h, TR 48 h, TR 72 h e TR 168 h), das 15 semanas de operação do FBA preenchido com meio suporte de resíduo da construção civil (bloco cerâmico) pode-se concluir que:

Para a DQO foi observado redução média na concentração deste parâmetro de $45,16 \pm 28,11\%$ (fase 1), $76,72 \pm 24,60\%$ (fase 2) e $75,15 \pm 6,44\%$ (fase 3). Acredita-se, então, que ocorreu degradação microbiológica aeróbia na região mais próxima da superfície do filtro e degradação microbiológica anaeróbia ou anóxica na região de fundo do reator, visto que o FBA opera com meio suporte saturado mais uma lâmina de 5 cm de efluente acima da superfície do material.

Considerando o parâmetro nitrogênio amoniacal, a eficiência de remoção é considerada satisfatória visto que em praticamente todas as semanas de operação as eficiências foram acima de 70,0%. Apenas na semana 14 foi verificado remoção de 56,96%. As maiores eficiências de remoção foram verificadas nas semanas 3, 4, 5, 7 e 8, acima de 80%, quando as concentrações de DQO eram baixas. Quanto as fases de operação as médias de remoção foram $76,87 \pm 3,18\%$ (fase 1), $81,50 \pm 2,46\%$ (fase 2) e $69,97 \pm 7,70\%$ (fase 3). Dois mecanismos de remoção podem justificar a eficiência de remoção da amônia, a nitrificação - que converte amônia em nitrito e, posterior, nitratação - que converte nitrito em nitrato (processo conhecido como nitrificação) que ocorre em condições aeróbias e, a desnitrificação autotrófica que ocorre na zona anaeróbia do biofilme convertendo amônia em nitrogênio gasoso.

Para o fósforo total, o FBA apresentou maior eficiência de remoção na semana 1 e 9, onde alcançou eficiência máxima de 84,06 e 85,23%, respectivamente. A menor eficiência (13%) foi verificada na semana 2. Quando observamos o desempenho por fase de operação identificamos eficiências superiores a 50%, fase 1 ($51,47 \pm 35,09\%$), fase 2 ($57,97 \pm 16,34\%$) e fase 3 ($65,92 \pm 9,77\%$). Acredita-se que a remoção do fósforo ocorre por adsorção deste elemento ao bloco cerâmico em estudo e a organismos acumuladores de fosfato. Logo, o sistema proposto apresentou satisfatória remoção de fósforo total.

Quanto ao meio suporte utilizado nesta pesquisa, o material apresentou boas remoções dos poluentes. Porém, avaliando outros estudos que utilizaram material

cerâmico, percebe-se que é necessário testar novas estratégias operacionais de oxigenação e diferentes TR.

7 SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

Para a continuação da pesquisa, melhoramento de sua eficiência ou desenvolvimento de outros filtros biológicos sugere-se:

- Realizar a aeração forçada do sistema com diferentes concentrações de oxigênio dissolvido;
- Que o pH do meio seja corrigido para que o reator opere próximo a faixa de neutralidade;
- Testar a operação do reator com fluxo contínuo de esgoto;
- Que a alimentação intermitente do reator seja realizada através de vários pulsos durante o dia. Para isso, é necessário automatizar o injetamento de esgoto;
- Desenvolver reatores com fluxo ascendente e descendente;
- Que sejam testados diferentes tempos de reação (TR);
- Que seja utilizado meio suporte que tenham em sua composição elementos que possam combinar-se, através de ligações eletrostáticas, com os poluentes;
- Utilizar materiais de enchimento mais leves e que aumentem a porosidade do leito;
- Que seja utilizado esgoto doméstico sintético ou *in natura* com concentrações de poluentes superior ao permitido na legislação brasileira;
- Que sejam utilizadas macrófitas endêmicas, típicas no Ceará, para observar a remoção de nutrientes, comparado com reator sem macrófitas;
- Estudar diferentes configurações de tratamento envolvendo reator aeróbio e reator anóxico em sequência, ou vice-versa;
- Testar um filtro biológico com chicanas verticais ou horizontais;
- Inserir micro-organismos na partida do reator com a técnica de bio-augmentação;
- Identificar as comunidades de micro-organismos aderida no biofilme do meio suporte;
- Utilizar o processo de eletrocoagulação para melhorar a remoção de contaminantes;
- Utilizar o efluente tratado na irrigação de cultura locais como a palma forrageira, cana-de-açúcar, etc;

- Utilizar o software *WRc STOAT* para simulação dinâmica do desempenho do filtro biológico. Este software também pode ser usado para simulação de sistemas de tratamento de esgoto completos (tratamento primário, secundário e terciário).

REFERÊNCIAS

ABDELHAKHEEM, S. G.; ABOULROOS, S. A.; KAMEL, M. M. Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions **Journal of Advanced Research**, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jare.2015.12.002>>. Acesso em: 02 jan. 2020.

ABED, S. N.; MIKLAS, S. Chemical simulation of greywater, **Environmental Technology**, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1123301>>. Acesso em: 31 out. 2019.

ABOU-ELELA, S.I.; FAWZY, M.E.; EL-GENDY, A.S. Potential of using Biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. **Ecol. Eng.** 84, 53–57, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.022>>. Acesso em: 06 jan. 2020.

ABOU-ELELA, S. I.; HELLAL, M. S.; ALY, O. H.; ABO-ELENIN, S. A. Decentralized wastewater treatment using passively aerated biological filter, **Environmental Technology**, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1385648>>. Acesso em: 31 out. 2019.

ALBUQUERQUE, F.M. **Processo de fabricação do açúcar**. Editora Universitária UFPE – Recife, PE, 273 p. 2011. Disponível em: <<http://www.editoraufpe.com.br/processo-de-fabricacao-do-acucar/>>. Acesso em: 21 dez. 2019.

ALBUQUERQUE, A.; MAKINIA, J.; PAGILLA, K. Impact of aeration conditions on the removal of low concentrations of nitrogen in a tertiary partially aerated biological filter, **Ecol. Eng.** 44, 44–52, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.006>>. Acesso em: 23 nov. 2019.

ALKHAMISI S.A., AHMED M. **Opportunities and challenges of using treated wastewater in agriculture**. In Environmental Cost and Face of Agriculture in the Gulf Cooperation Council Countries. 109-123, 2014. Disponível em: <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-05768-2_7>. Acesso em: 12 fev. 2020.

ALMUKTAR, S.; ABED, S.; SCHOLZ, M. Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. **Environmental Science and Pollution Research**. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2629-3>>. Acesso em: 31 jan. 2020.

ANDRADE, L.H.; MENDES, F.D.S.; ESPINDOLA, J.C.; AMARAL, M.C.S. Nanofiltration as tertiary treatment for the reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor, **Sep. Purif. Technol.** 126, 21–29, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.01.056>>. Acesso em: 01 out. 2019.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, twenty-third ed. American Public Health Association, Washington DC, USA, 2017.

ARENHART, B. **Avaliação do potencial de remoção de fósforo de efluentes a partir da utilização de lodo de ETA rico em alumínio como adsorvente**. 2019. 65 f. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. 2019. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/202770/TCC%20II%20-%20Bruna%20Arenhart.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 13 dez. 2019.

ÁVILA, F. G.; CHAVEZ, J. P.; CHIMBO, F. Z., MOSCOSO, S. D.; PINO, L. F.; ANASZCO, A. A. Performance of Phragmites Australis and Cyperus Papyrus in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed Wetlands. **International Soil and Water Conservation Research**, 7, 286 – 296. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.001>>. Acesso em: 19 nov. 2019.

BADEJO, A. A.; OMOLE, D. O.; NDAMBUKI, J. M.; KUPOLATI, W. K. Municipal wastewater treatment using sequential activated sludgereactor and vegetated submerged bed constructed wetland planted with Vetiveria zizanioides. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 525-529. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.012>>. Acesso em: 30 out. 2019.

BAO, T.; CHEN, T.; TAN, J.; WILLE, M. L.; ZHU, D.; CHEN, D.; XI, Y. Synthesis and performance of iron oxide-based porous cerâmica in a biological aerated filter for the simultaneous removal of nitrogen and phosphorus from domestic wastewater. **Sep. Purif. Technol.** 167, 154–162, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.05.011>>. Acesso em: 28 dez. 2019.

BEZERRA FILHO, W. F. **Nitrificação e desnitrificação simultâneas em biofiltros aerados com alta densidade de lodo**. 2015. 123 f. Tese (Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil), Fortaleza-Ce, Universidade Federal do Ceará. 2015. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/13382/1/2015_tese_wfbezerrafilho.pdf>. Acesso em: 27 out. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 maio. 2011. Disponível em:

<<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 18 jan. 2020.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução 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 União**, Brasília, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 19 dez. 2019.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 31 ago.1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm>. Acesso em: 02 jun. 2020.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed *wetlands* for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v.25, p.491-500, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.009>>. Acesso em: 13 set. 2019.

CARON, V. C.; GRAÇAS, J. P.; CASTRO, P. R. C. **Condicionadores do solo: ácidos húmicos e fúlvicos**. Piracicaba: ESALQ. Série Produtor Rural, nº 58, 2015. Disponível em: <<https://www.esalq.usp.br/biblioteca/file/2140/download?token=e4cGslyJ>>. Acesso em: 01 dez. 2019.

CARRA, I.; SÁNCHEZ PÉREZ, J.A.; MALATO, S.; AUTIN, O.; JEFFERSON, B.; JARVIS, P. Performance of different advanced oxidation processes for tertiary wastewater treatment to remove the pesticide acetamiprid, **J. Chem. Technol. Biotechnol.** 91, 72–81, 2016. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/jctb.4577>>. Acesso em: 19 jan. 2020.

CARTACHO, A.; ESMERALDO, A. **Estudo de matérias-primas utilizadas em cerâmica vermelha do município de Crato – Ce**. Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Metalúrgica, de Materiais e de Minas. 2016. Disponível em: <<https://abmproceedings.com.br/ptbr/article/estudo-de-materias-primas-utilizadas-em-ceramica-vermelha-do-municipio-de-crato-ce>>. Acesso em: 23 fev. 2020.

CEARÁ. Conselho Estadual de Meio Ambiente – COEMA. Resolução nº 02, de 02 fev. 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. **Diário Oficial do Estado**, Fortaleza, 02 fev. 2017. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=337973>>. Acesso em: 29 nov. 2019.

CERNA, C. E. L. **Degradação de Amônia em Efluentes com Ácido de Caro**. Rio de Janeiro, 2008. 102p. Dissertação de Mestrado – Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. 2008. Disponível em: < <https://doi.org/10.17771/PUCRio.acad.11883>>. Acesso em: 10 jun. 2020.

CHANG, M.; YOUZHAO WANG; YUAN PAN; KUO ZHANG; LITING LYU; MIN WANG; TONG ZHU. Nitrogen removal from wastewater via simultaneous nitrification and denitrification using a biological folded non-aerated filter. **Bioresource Technology**, 289, 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852419309265>>. Acesso em: 27 nov. 2019.

CHEN, H.; JIN, W.; LIANG, Z.; ABOMOHR, A.E.F.; ZHOU, X.; TU, R.; HAN, S. Abundance and diversity of ammonia-oxidizing archaea in a biological aerated filter process. **Ann. Microbiol.** 67, 405–416, 2015. <https://doi.org/10.1007/s13213-017-1272-4>. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s13213-017-1272-4>>. Acesso em 12 de jun. 2019.

CHEN, J.; TANG, L.; LU, Y.; HUANG, W. Partial nitritation and anaerobic ammonium oxidation in biofilter reactors treating low ammonium strength wastewater. **IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.** 450. 2020. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/340130748_Partial_nitritation_and_anaerobic_ammonium_oxidation_in_biofilter_reactors_treating_low_ammonium_strength_wastewater>. Acesso em: 13 de mar. 2020.

CHOI, J.; CHUNG, J.; LEE, W.; KIM, J. O. Phosphorous adsorption on synthesized magnetite in wastewater. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, [s.l.], v. 34, p.198-203, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jiec.2015.11.008>>. Acesso em: 19 maio 2019.

CIUDAD, G.A.B. **Nitrificación-desnitrificación vía nitrito en reactores de discos rotatorios bajo dos modalidades de operación: continua y secuenciada**. Departamento de Engenharia Química. Instituto de Agroindústria, Universidad de La Frontera, Temuco. 2007. Disponível em: <<http://repositorio.conicyt.cl/handle/10533/194533>>. Acesso em: 21 jun. 2020.

COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution**, 128, 283 - 295. 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1023/A:1010336703606>>. Acesso em: 17 ago. 2019.

COOPER, P.F., GRIFFIN, P., HUMPHRIES, S., POUND, A. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. **Water Sci. Technol.** 40 (3), 283 – 289, 1996. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122399004424>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

CUI, B.; YANG, Q. ZHANG, Y.; LIU, X.; WU, W.; LI, J. Improving nitrogen removal in biological aeration filter for domestic sewage treatment via adjusting microbial community structure. *Bioresource Technology*, 293, 2019. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/31476564>>. Acesso em: 28 dez. 2019.

DABROWSKI, W.; KAROLINCZAK, B.; GAJEWSKA, M.; WOJCIECHOWSKA, E. Application of subsurface vertical flow constructed wetlands to reject water treatment in dairy wastewater treatment plant. **Environmental Technology**, 38(2), 175 - 182. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1262459>>. Acesso em: 26 fev. 2019.

DAVIS, L. **A HANDBOOK OF CONSTRUCTED WETLANDS**. v. 1. United States of America: U.S. Government Printing Office, p. 53. 1995. Disponível em: <<http://biblioteca.cehum.org/bitstream/CEHUM2018/1287/1/Davis.%20A%20Handbook%20of%20Constructed%20Wetlands%2C%20Volume%201%2C%20General%20Considerations.pdf>>. Acesso em: 24 jun. 2019.

DE KREUK, M.K.; HEIJNEN, J.J.; VAN LOOSDRECHT, M.C. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 90, n. 6, p. 761-769. 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/bit.20470>>. Acesso em: 02 jan. 2019.

DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B.; PELISSARI, C.; RAMIREZ, R. J. M. G.; FORMENTINI, T. A.; GOERCK, J.; RODRIGUES, L. F.; SEZERINO, P. H. Influence of hydraulic loading rate and recirculation on oxygen transfer in a vertical flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**, 668, 988 – 995. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.057>>. Acesso em: 13 jul. 2019.

DESMIDT, E., GHYSELBRECHT, K., ZHANG, Y., PINOY, L., VAN DER BRUGGEN, B., VERSTRAETE, W., RABAEY, K.; MEESCHAERT, B. Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 45(4), 336–384, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866531>>. Acesso em: 29 ago. 2019.

DONG, J., YUHONG WANG; LIJIAN WANG; SHENGJIE WANG; SIJIA LIA, YAN DING. The performance of porous ceramics in a biological aerated filter for organic wastewater treatment and simulation analysis. **Journal of Water Process Engineering**, 34, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714420300131>>. Acesso em: 13 mar. 2020.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998.

FADANELLI, L. E. A.; ANDRADE FILHO, A. G.; WIECHETCK, G. K.; DOLL, M. M. R. Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed *wetlands*. **Eng. Sanit. Ambient.** vol. 24, nº 4. Rio de Janeiro. July/Aug. 2019. Disponível em:

<https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522019000400809&script=sci_arttext>. Acesso em: 16 set. 2019.

FENG, L.; JIA, R.; ZENG, Z.; YANG, G.; XU, X. Simultaneous nitrification denitrification and microbial community profile in an oxygen-limiting intermittent aeration SBBR with biodegradable carriers. **Biodegradation** 29 (5), 473–486, 2018. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30039476/>>. Acesso em: 05 ago. 2019.

FORTALEZA. Secretaria de Conservação e serviços Públicos. **Geração de resíduos da construção civil em Fortaleza – 2019**. Fortaleza, 2019. Disponível em: <<https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/urbanismo-e-meio-ambiente/502-relatorio-da-geracao-de-residuos-da-construcao-civil-em-fortaleza>>. Acesso em: 13 jun. 2020.

FREITAS, D. C. **Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário por reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (raalf), com recirculação da fase líquida**. 2016. 111 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Curitiba. 2016. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/2398/1/CT_PPGCTA_M_Freitas%20C%20Daiane%20Cristina%20de_2016.pdf>. Acesso em: 21 de jun. 2019.

FRITZEN, R.; BENETTI, A. **Tecnologias de Remoção e Recuperação de Fósforo**. II Congresso de água, ambiente e energia. 2019. Disponível em: <https://www.fing.edu.uy/imfia/congresos/caae/assets/trabajos/new/Trabajos-Poster/72_Tecnologias_de_Remo%C3%A7%C3%A3o_e_Recupera%C3%A7%C3%A3o_de_F%C3%B3sforo.pdf>. Acesso em: 17 out. 2019.

GALINDO, A.; TONCEL, E.; RINCÓN, N. Evaluación de un filtro biológico como unidad de post-tratamiento de aguas residuales utilizando conchas marinas como material de soporte. **Revista Íon**, 29(2), p. 39-50. 2016. Disponível em : <<http://dx.doi.org/10.18273/revion.v29n2-2016003>>. Acesso em: 17 mar. 2019.

GAO, H.; MA, C. Practical application of domestic sewage in a new compound Biological filter. **IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.** 450, 2020. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/340131706_Practical_application_of_domestic_sewage_in_a_new_compound_biological_filter>. Acesso em: 11 mar 2020.

GEBARA, D. **Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizad no tratamento de esgoto sanitário**. São Paulo. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 400p, 2006. Disponível em: <<https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-22072007-161214/publico/DoutoradoGebara2006.pdf>>. Acesso em: 28 abr. 2019.

GIUSTINA, S. V. D. **Remoção biológica de nitrogênio utilizando biofiltro aerado submerso multi-estágio**. 2009. 161 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2009. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/19120>>. Acesso em: 21 fev. 2019.

GODOY, T. G. **Biofiltro Aerado Submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB, sob condições hidráulicas desfavoráveis .- Estudo em escala real.** São Carlos. Dissertação (Mestrado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 177 p, 2007. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-06112007-095312/publico/Thais_Gorga_Godoy.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2019.

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. Cap. 4: **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, 544 p, 2001. Disponível em: <<https://repositorio.usp.br/item/001223511>>. Acesso em: 16 fev. 2020.

GONÇALVES, R. F.; ROGALLA, F. Continuous biological phosphorus removal in a biofilm reactor. **Water Science And Technology**, vol. 26, n. 9-11, p. 2027–2030, 1992. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/283871075_Continuous_biological_phosphorus_removal_in_a_biofilm_reactor>. Acesso em: 13 ago. 2019.

GULLICKS, H.; HASAN, H.; DAS, D.; MORETTI, C.; TSE-HUNG, Y. Biofilm Fixed Film Systems. **Water**, v. 3, n. 4, p.843-868, 9 set. 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/261403531_Biofilm_Fixed_Film_Systems>. Acesso em: 19 out. 2019.

HAMMER, Ø. & HARPER, D.A.T. Paleontological Data Analysis. Blackwell. 2006. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9780470750711>>. Acesso em: 13 dez. 2019.

HAMZA, R.A., IORHEMEN, O.T., TAY, J.H. Advances in biological systems for the treatment of high-strength wastewater. **J. Water Process Eng.** 10, 128–142, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714416300757>>. Acesso em: 17 out. 2019.

HELLAL, M. S.; SOHAIR I. ABOU-ELELA; OLFAT H. ALY. Potential of using nonwoven polyester fabric (NWPF) as a packing media in multistage passively aerated biological filter for municipal wastewater treatment. **Water and Environment Journal.** 1–12. 2019. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/wej.12458>>. Acesso em: 21 dez. 2019.

HELMER-MADHOK, C.; SCHMID, M.; FILIPOV, E.; GAUL, T.; HIPPEN, A.; ROSENWINKEL, K. H.; SEYFRIED, C. F.; WAGNER, M.; KUNST, S. Deammonification in biofilm systems: population structure and function. **Water Science and Technology**, 46:223–231, 2002. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/11171890_Deammonification_in_biofilm_systems_Population_structure_and_function>. Acesso em: 19 dez. 2019.

HOLTMAN, G.A.; HALDENWANG, R.; WELZ, P. J. Biological sand filter system treating winery effluent for effective reduction in organic load and pH neutralisation. **Journal of Water Process Engineering**, 25, 118–127, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714418303271>>. Acesso em: 21 nov. 2019.

HU, Z.; LIU, J.; ZHENG, W.; LI, D.; LIU, Y.; YAO, H. Highly-efficient nitrogen removal from domestic wastewater based on enriched aerobic/anoxic biological filters and functional microbial community characteristics. *Journal of Cleaner Production*, 238, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117867>>. Acesso em: 03 jan. 2019.

HUANG, J.; XIAO, J.; GUO, Y.; GUAN, W.; CAO, C.; YAN, C.; WANG, M. Long-term effects of silver nanoparticles on performance of phosphorus removal in a laboratory-scale vertical flow constructed wetland. **Journal of Environmental Sciences**, 87, 319 – 330, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.07.012>>. Acesso em: 09 mar. 2020.

IBRAHIM, S.; MOHAMED AZAB EL-LIETHY; AKEBE LUTHER KING ABIA; MOHAMMED ABDEL-GABBAR; ALI MAHMOUD AL ZANATY; MOHAMED MOHAMED KAMEL. Design of a bioaugmented multistage biofilter for accelerated municipal wastewater treatment and deactivation of pathogenic microorganisms. **Science of the Total Environment** 703, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719347771>>. Acesso em: 13 mar. 2020.

IWAI, S.; KITAO, T. **Wastewater treatment with microbial films**. Lancaster USA: Technomic Publishing Company, 183 p, 1994. Disponível em: <<https://www.amazon.com/Wastewater-Treatment-Microbial-Films-Shigehisa/dp/1566761123>>. Acesso em: 19 maio 2019.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5º ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.; HABERL, R. **Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation**. Londres: IWA, 2000. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/230563428_Constructed_Wetlands_for_Pollution_Control_Processes_Performance_Design_and_Operation>. Acesso em: 19 jan. 2019.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL. 2009. Disponível em: <https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/KADLEC%20WALLACE%202009%20Treatment%20Wetlands%202nd%20Edition_0.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2019.

KIM, S.; BAE, W.; KIM, M.; KIM, J.O.; CHUNG, J. Evaluation of denitrification nitrification biofilter systems in treating wastewater with low carbon: nitrogen ratios, **Environ. Technol.** (United Kingdom). 36, 1035–1043, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/09593330.2014.971886>>. Acesso em: 29 dez. 2019.

LAI, X.; ZHAO, Y.; PAN, F.; YANG, B.; WANG, H.; WANG, S.; HE, F. Enhanced optimal removal of nitrogen and organics from intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Relative COD/N ratios and microbial responses. **Chemosphere**, 244, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125556>>. Acesso em: 27 jan. 2020.

LESTER, J. N.; BIRKETT, J. W. **Microbiology and Chemistry for Environmental Scientists and Engineers**, 2nd ed., E & FN SPON, London and New York, 1999. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=jndh63WZSLkC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Microbiology+and+Chemistry+for+Environmental+Scientists+and+Engineers&ots=uATe7wRQwF&sig=cLJExaR_VaWB8xCThePSI850x2w>. Acesso em: 02 jan. 2019.

LI, Y.; GUOA, J.; LI, H.; SONG, Y.; CHEN, Z.; LU, C.; HANA, Y.; HOU, Y. Effect of dissolved oxygen on simultaneous removal of ammonia, nitrate and phosphorus via biological aerated filter with sulfur and pyrite as composite fillers. **Bioresource Technology**, 296, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852419315706>>. Acesso em: 15 fev. 2020.

LIMA, R. **Estudo de formulação de massas através do controle da mistura: argilas aluvionares do pólo cerâmico de Russas-Ceará**. 2009. 118 f. Tese (Pós-Graduação em Geologia Regional), Universidade Estadual Paulista, 2009. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/103000>>. Acesso em: 18 jan. 2020.

LIN, J.; ZHANG, P.; LI, G.; YIN, J.; LI, J.; ZHAO, X. Effect of COD/N ratio on nitrogen removal in a membrane-aerated biofilm reactor. **Int. Biodeterior. Biodegr.** 113, 74 – 79, 2016. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/291379467_Effect_of_CODN_ratio_on_nitrogen_removal_in_a_membrane-aerated_biofilm_reactor>. Acesso em: 11 jan. 2019.

LOHMANN, G. **Caracterização de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes utilizando variáveis abióticas e microbiológicas**. 2011. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2011. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/321/1/CT_PPGECC_M_Lohmann%20%20Gabriele_2011.pdf>. Acesso em: 17 jan. 2019.

LOPEZ-PONNADA, E. V.; LYNN, T. J.; PETERSON, M.; ERGAS, S. J.; MIHELICIC, J. R. Application of denitrifying wood chip bioreactors for management of residential non-point sources of nitrogen. **J. Biol. Eng.** 11 (1): 16. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s13036-017-0057-4>>. Acesso em: 21 maio 2019.

LÜRLING, M.; WAAJEN, G.; VAN OOSTERHOUT, F. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. **Water Res.** 54, 78 – 88. 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135414000992>>. Acesso em: 13 ago. 2019.

MACHADO, A. R. **Wetland** construído de fluxo vertical para remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário. 2016. 161 f. Dissertação (Mestrado em meio ambiente, águas e saneamento) – Programa de Pós-graduação em Meio ambiente, Águas e Saneamento, Universidade Federal da Bahia, 2016. Disponível em: <https://maasa.ufba.br/sites/maasa.ufba.br/files/43_wetlands_construidos_de_fluxo_vertical_para_remocao_de_nitrogenio_amoniacal_de_lixiviado_de_aterro_sanitario.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2019.

MARTÍNEZ, P. A. **Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas**. 2014. 495 f. Tesis (Doctoral Química Agrícola, Geología y Edafología) - Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, Universidad de Murcia, 2014. Disponível em: <<https://www.tdx.cat/handle/10803/286327#page=1>>. Acesso em: 21 maio 2019.

MAURER, M.; BOLLER, M. Modelling of phosphorus precipitation in wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal. **Water Science and Technology**, v. 39, p. 147-163. 1999. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0273122398007847>>. Acesso em: 29 ago. 2019.

MELLO, D. **Avaliação do uso de wetlands construídas no tratamento de esgotos sanitários**. 2016. 161 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2016. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/1840/1/CT_PPGCTA_M_Mello%20%20D%C3%A9bora%20de_2016.pdf>. Acesso em: 25 set. 2019.

MENDONZA-ESPINOSA, L; STEPHENSON, T. A review of biological aerated filters (BAFs) for wastewater treatment. **Environmental Engineering Science**. V. 16, Nº 3, 1999. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/236578241_A_Review_of_Biological_Aerated_Filters_BAFs_for_Wastewater_Treatment>. Acesso em: 30 ago. 2019.

MESDAGHINIA, A.; MAHVI, A.; SAEEDI, R.; PISHRAFTI, H. Upflow Sludge Blanket Filtration (USBF): an innovative technology in activated sludge process. **Iran. J. Public Health**, 39, 7, 2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/232742744_Upflow_Sludge_Blanket_Filtration_USBF_An_Innovative_Technology_in_Activated_Sludge_Process>. Acesso em: 27 out. 2019.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Amgh Editora. 5ª Ed., 1980p, 2016.

MORAES, R. F. **Controle operacional, remoção de matéria orgânica e nitrificação em biofiltro aerado submerso preenchido com biomídias**. 2019. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-16092019-102527/publico/RenatoFenerichdeMoraesCorr19.pdf>>. Acesso em: 28 dez. 2019.

MORAIS, T.; OLIVEIRA, R.; GUELBERT, T. **Utilização do Software WRc STOAT na simulação de sistema de Lodo Ativado como inovação de processo no tratamento de efluentes**. VI Congresso Brasileiro de Engenharia de Produção, Ponta Grossa-PR. 2017. Disponível em: <<http://www.aprepro.org.br/conbrepro/2017/down.php?id=2733&q=1>>. Acesso em: 13 jan. 2020.

MOREIRA, F.C.; SOLER, J.; ALPENDURADA, M.; BOAVENTURA, R.; BRILLAS, E.; VILAR, V. Tertiary treatment of a municipal wastewater toward pharmaceuticals removal by chemical and electrochemical advanced oxidation processes, **Water Res.** 105,251–263, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135416306364>>. Acesso em: 27 nov. 2019.

MOUSSAVI, G.; KAZEMBEIGI, F.; FARZADKIA, M. “Performance of a pilot scale up flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater.” *Process Saf. Environ. Prot.* 88 (1): 47–52. 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.psep.2009.10.001>>. Acesso em: 21 nov. 2019.

NANES, M. B. **Influência da amônia livre na nitrificação parcial em reatores em série anaeróbio e aeróbio**. 2017. 84 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2017. Disponível em:

<<https://attena.ufpe.br/bitstream/123456789/28030/1/DISSERTA%C3%87%C3%83O%20Mariana%20Braga%20Nanes.pdf>>. Acesso em: 29 maio 2019.

NASCIMENTO, R. F.; LIMA, A. C. A.; VIDAL, C. B.; MELO, D. Q.; RAULINO, G. S. C. **Adsorção: Aspectos Teóricos e Aplicações Ambientais**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 258 p, 2014. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/10267>>. Acesso em: 04 abr. 2019.

NIKOONAHAD, A.; GHANEIAN, M. T.; MAHVI, A. H.; EHRAMPOUSH, M. H.; EBRAHIMI, A. A. LOTFI, M. H.; SALAMEHNEJAD, S. Application of novel Modified Biological Aerated Filter (MBAF) as a promising post-treatment for water reuse: modification in configuration and backwashing process, **J. Environ. Manage.** 203, 191–199, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.062>>. Acesso em: 09 jan. 2019.

NOORI, M.; MAHDYE, M.; NOROZI, R. Effects of municipal waste water irrigation on physiological and phytochemical parameters of *Aegilops columnaris* Zhuk (poaceae = Graminae). **International Journal of Research in Agricultural Sciences**, v. 1, nº 4, 2014. Disponível em: <http://www.ijsk.org/uploads/3/1/1/7/3117743/1_plant_physiology.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2019.

OLIVEIRA, L. D. **Avaliação do processo de nitrificação em um filtro biológico aerado submerso alimentado com efluente de RALF**. 2012. 100 f. Dissertação (Programa de Pós- Graduação em Engenharia Urbana), Maringá-Pr. Universidade Estadual de Maringá. 2012. Disponível em: <<http://repositorio.uem.br:8080/jspui/bitstream/1/3550/1/000210601.pdf>>. Acesso em: 12 jun. 2019.

ORMONDE, V. S. **Avaliação de “wetlands” construídos no pós-tratamento de efluentes de lagoa de maturação**. 2012. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Ambiental, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2012. Disponível em: <<http://ri.ufmt.br/handle/1/1740>>. Acesso em: 27 jan. 2019.

PAN, J., QI, S., SUN, Y., JIANG, Y., ZHAO, N., HUANG, L., SUN, Y. Nitrogen removal and nitrogen functional gene abundances in three subsurface wastewater infiltration systems under different modes of aeration and influent C/N ratios. **Bioresource Technology**. 241, 1162–1167. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.112>>. Acesso em: 19 dez. 2019.

PAREDES, D.; KUSCHK, P.; MBWETTE, T. S.; STANGE, F.; MÜLLER, R. A.; KOSER, H. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment - a review. **Engineering in Life Science**, 7(1), 13 - 25. 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/elsc.200620170>>. Acesso em: 07 out. 2019.

PELISSARI, C. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em *wetland* construído vertical**. 2017. 213 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina, 2017. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/178984/347147.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 13 fev. 2019.

PENG, F; YUEXIANG GAO; XIANG ZHU; QINGQING PANG; LONGMIAN WANG; WENWEN XU; JIANGHUA YU; PENGCHENG GAO; JINGXIAN HUANG; YIBIN CUI. Removal of High-Strength Ammonia Nitrogen in Biofilters: Nitrifying Bacterial Community Compositions and Their Effects on Nitrogen Transformation. **Water**, 12, 712. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/w12030712>>. Acesso em 21 jan. 2020.

PERERA, M. K., ENGLEHARDT, J. D., DVORAK, A. C. Technologies for Recovering Nutrients from Wastewater: A Critical Review. **Environmental Engineering Science**, 36(5), 511-529, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1089/ees.2018.0436>>. Acesso em: 19 nov. 2019.

PETITJEAN, A; FORQUET, N; BOUTIN, C. "Oxygen profile and clogging in vertical flow sand filters for on-site wastewater treatment." **J. Environ. Manage.** 170 (Apr): 15–20. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.033>>. Acesso em: 02 mar. 2019.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis: 144f. Ed. do Autor, 2004.

PIMENTEL, A. J.; PAULA, D. M. M.; BORGES, D. M. **Soluções de saneamento básico para comunidades isoladas: estudo de caso do bairro Jardim Emburá – SP**. 2014. 108 f. Monografia (graduação em Engenharia Ambiental) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2014. Disponível em: <http://www.pha.poli.usp.br/LeArq.aspx?id_arq=8367>. Acesso em: 21 jun. 2020.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed *wetlands* for nitrification and denitrification. **Wat.Sci. Tech.**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00420-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00420-5)>. Acesso em: 16 fev. 2019.

PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds - mechanisms, parameters, consequences and solutions. **Wat.Sci.Tech.**, v. 35, n. 5, p. 175-181, 1997. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00066-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00066-8)>. Acesso em: 27 mar. 2019.

PUJOL, R; LEMMEL, H; GOUSAILLES, M. A keypoint of nitrification in an upflow biofiltration reactor. **Water Science And Technology**, v. 38, n. 3, p.43-49, 1998. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00450-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00450-8)>. Acesso em: 13 nov. 2019.

QIU, L. P.; ZHANG, S. B.; WANG, G. W.; DU, M. A. Performances and nitrification properties of biological aerated filters with zeolite, ceramic particle and carbonate media, **Bioresour. Technol.** 101, 7245–7251, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.04.034>>. Acesso em: 21 ago. 2019.

RAJASULOCHANA, P., PREETHY, V. Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water – a comprehensive review. **Resour. Technol.** 2, 175–184, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.reffit.2016.09.004>>. Acesso em: 17 jun. 2019.

REHMAN, A.; AYUB, N.; NAZ, I.; PERVEEN, I.; AHMED, S. Effects of Hydraulic Retention Time (HRT) on the Performance of a Pilot-Scale Trickling Filter System Treating Low-Strength Domestic Wastewater. **Pol. J. Environ. Stud.** v. 29, n. 1, 249-259, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.15244/pjoes/98998>>. Acesso em: 11 mar. 2020.

RODRIGUES, L. A.; SILVA, M. L. C. P. Estudo da adsorção de íons fosfato em matriz inorgânica. **Revista Cerâmica**, 54, p. 92 – 96, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0366-69132008000100013>>. Acesso em: 28 dez. 2019.

RODRIGUEZ-GONZALEZ, L.; MIRIYALA, A.; RICE, M.; DELGADO, D.; MARSHALL, J.; HENDERSON, M.; GHEBREMICHAEL, K.; MIHELICIC, J.; ERGAS, S. A Pilot-Scale Hybrid Adsorption Biological Treatment System for Nitrogen Removal in Onsite Wastewater Treatment. **J. Sustainable Water Built Environ.**, 6(1), 2020. Disponível em: <<https://ascelibrary.org/doi/10.1061/JSWBAY.0000898>>. Acesso em: 05 fev. 2020.

SAEED, T., SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanism in subsurface flow constructed *wetlands*: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, 112: 429-448. 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479712004197>>. Acesso em: 25 jul. 2019.

SENGEWEIN, H. G. Das Sauerstoff-Belebungsverfahren: Abwasserreinigung mit reinem Sauerstoff. **Academia-Verl. Richarz**. St. Augustin. 1989. Disponível em: <<https://www.lehmanns.de/shop/nocategory/5027575-9783883453781-das-sauerstoff-belebungsverfahren>> . Acesso em: 03 jan. 2020.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima tropical**. 2006. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/103142>>. Acesso em: 17 jul. 2019.

SHIN, H. S.; KIM, W. Y.; SON, D. J.; HONG, K. H. Performance Assessment of a Combined System Using a Biological Aerated Filter and Electro-coagulation for Advanced Wastewater Treatment. **Int. J. Electrochem. Sci.**, 15, 4481 – 4493, 2020. Disponível em: <<http://www.electrochemsci.org/papers/vol15/150504481.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2020.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - Água e Esgotos - 2017**. Disponível em: <www.snis.gov.br>, Acesso em: abr. 2019.

SON, D.J.; KIM, W. Y.; JUNG, B. R.; CHANG, D.; HONG, K. H. Pilot-scale anoxic/aerobic biofilter system combined with chemical precipitation for tertiary treatment of wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, 35, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101224>>. Acesso em: 21 fev. 2020.

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C.; TSIHRINTZIS, V. **Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment**, 1st Edition, 2014. Disponível em: <https://www.elsevier.com/books/vertical-flow-constructed-wetlands/stefanakis/978-0-12-404612-2>>. Acesso em: 16 nov. 2019.

TAESOPAPONG, S.; RATANATAMSKUL, C. Innovative Eco Biofilter/Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Community Wastewater Recycling. **IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.** 427. 2020. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/427/1/012011/pdf>>. Acesso em: 17 fev. 2020.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, 4 th ed., Metcalf and Eddy, Inc., McGraw – hill

Book Company, New York, 2003. Disponível em: <https://www.academia.edu/36512973/Wastewater_Engineering_Treatment_and_Reuse_Fourth_Edition>. Acesso em: 27 jul. 2019.

THALLA, A.K., DEVATHA, C.P., ANAGH, K.; SONY, E. Performance evaluation of horizontal and vertical flow constructed wetlands as tertiary treatment option for secondary effluents. **Appl Water Sci**, 9, 147, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13201019-1014-9>>. Acesso em: 19 dez. 2019.

USEPA. **Decentralized systems technology fact sheet for septic tank and soil absorption systems**. EPA 932-F-99-075. Washington, 1999. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/Exe/tiff2png.cgi/P1007ZQR.PNG?-r+75+-g+7+D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C95THRU99%5CTIFF%5C00002218%5CP1007ZQR.TIF>>. Acesso em: 27 fev. 2019.

USEPA. **Septic systems fact sheet**. EPA 832-F-08-057. Washington, 2008. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/Exe/tiff2png.cgi/P1004624.PNG?-r+75+-g+7+D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C06THRU10%5CTIFF%5C00000431%5CP1004624.TIF>>. Acesso em: 21 jan. 2019.

USHIKI, N., JINNO, M., FUJITANI, H., SUENAGA, T., TERADA, A., TSUNEDA, S. Nitrite oxidation kinetics of two Nitrospira strains: the quest for competition and ecological niche differentiation. **J. Biosci. Bioeng.** 123 (5), 581–589, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2016.12.016>>. Acesso em: 23 dez. 2019.

VILAR, C.; COSTA, A.; HOEPERS, A.; SOUZA JÚNIOR, I. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **R. Bras. Ci. Solo**, 34:1059-1068, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000400006>>. Acesso em: 23 jan. 2020.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos de tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA - UFMG - 211p, 2005.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. (2018). **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. *Boletim Wetlands Brasil*, Edição Especial, dezembro/2018.

65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>. Acesso em: 15 de jan. 2019.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*. **Science of the Total Environment**, 380(1–3), 48–65, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>>. Acesso em: 19 maio 2019.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**, 73, p. 724 – 751, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034>>. Acesso em: 11 jan. 2019.

VYMAZAL, J.; KROPFLOVÁ, L. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. In: Vymazal, J.; Kropfelová, L. (Orgs.). **Environmental Pollution**, vol. 14; CzechRepublic: Springer, 2008. Disponível em: <<https://link.springer.com/book/10.1007%2F978-1-4020-8580-2>>. Acesso em: 17 abr. 2019.

WANG, X., TIAN, Y., LIU, H., ZHAO, X., WU, Q. Effects of influent COD/TN ratio on nitrogen removal in integrated constructed wetland-microbial fuel cell systems. **Bioresour. Technol.** 271, 492–495, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.039>>. Acesso em: 14 nov. 2019.

WANG, Y.; YU, Y.; LI, H.; SHEN, C. Comparison study of phosphorus adsorption on different waste solids: Fly ash, red mud and ferric–alum water treatment residues. **J Environ Sci**, 50, 79-86, 2016a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.04.025>>. Acesso em: 17 mar. 2019.

WANG, D.; CHEN, N.; YU, Y.; HU, W.; FENG, C. Investigation on the adsorption of phosphorus by Fe-loaded ceramic adsorbent. **Journal of Colloid and Interface Science**, 464, 277–284, 2016b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jcis.2015.11.039>>. Acesso em: 21 jan. 2019.

YADAV, D.; KAPUR, M.; KUMAR, P.; MONDAL, M. K. Adsorptive removal of phosphate from aqueous solution using rice husk and fruit juice residue. **Process Safety and Environmental Protection**, 94, 402–409, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.09.005>>. Acesso em: 11 abr. 2019.

YANG, X. J.; TONG, Y. M.; SONG, Y.; QI, W. K.; LI, Y. Y.; GUO, Y. L. Domestic sewage and secondary effluent treatment using vertical submerged biological filter. **IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science**. 2017. Disponível em: <<http://iopscience.iop.org/1755-1315/82/1/012067>>. Acesso em: 13 mar. 2019.

YE, H.P.; CHEN, F.Z.; SHENG, Y.Q.; SHENG, G.Y.; FU, J.M. Adsorption of phosphate from aqueous solution onto modified palygorskites, **Sep. Purif. Technol.**

50, 283–290, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.12.004>>. Acesso em: 21 jun. 2019.

YUE, X.; YU, G.; LU, Y.; LIU, Z.; LI, Q.; TANG, J.; LIU, J. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and the microbial community of the completely autotrophic nitrogen removal over nitrite process in a submerged aerated biological filter. **Bioresour. Technol.** 254, 67–74, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.044>>. Acesso em: 29 set. 2019.

ZHANG, D. Q.; JINADASA, K.; GERSBERG, R. M.; LIU, Y.; JERN Ng, W.; TAN, S. K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - a review of recent developments (2000-2013). **Journal of Environmental Management**, 141, 116 - 131. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>>. Acesso em: 29 jul. 2019.

ZHANG, Q.; WANG, C.; JIANG, L.; QI, J.; WANG, J.; HE, X. Impact of dissolved oxygen on the microbial community structure of na intermittent biological aerated filter (IBAF) and the removal efficiency of gasification wastewater. **Bioresource Technology** 255, 198–204. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.115>>. Acesso em: 19 jul. 2019.

ZHANG, Y. **Design of a Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Reuse in Mount Pleasant, Utah**. 2012. 98 f, Dissertation (Master of Landscape Architecture) - Department Landscape Architecture and Environmental Planning, Utah State University. Utah – EUA, 2012. Disponível em: <<https://digitalcommons.usu.edu/gradreports/216/>>. Acesso em: 17 maio 2019.

ZHENG, X.; ZHUANG, L-L.; ZHANG, J.; LI, X.; ZAO, Q.; SONG, X.; DONG, C.; LIAO, J. Advanced oxygenation efficiency and purification of wastewater using a constant partially unsaturated scheme in column experiments simulating vertical subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135480>>. Acesso em: 07 dez. 2019.

ZHOU, X.; WANG, X.; ZHANG, H.; WU, H. Enhanced nitrogen removal of low C/N domestic wastewater using a biochar-amended aerated vertical flow constructed wetland. **Bioresource Technology**. 241, 269–275. 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.072>>. Acesso em: 13 set. 2019.

ZHOU, X.; ZHANG, Q.; SUN, H.; ZHAO, Q. Efficient nitrogen removal from synthetic domestic wastewater in a novel step-feed three-stage integrated anoxic/oxic biological aerated filter process through optimizing influent flow distribution ratio. **Journal of Environmental Management**, 231, 1277–1282, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.014>>. Acesso em: 02 jan. 2020.