

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
E AMBIENTAL

DISSERTAÇÃO

DESENVOLVIMENTO DE LEITO FILTRANTE DE *Lithothamnium*
***Calcareum*, COMO PÓS TRATAMENTO EM UMA ESTAÇÃO DE**
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS VISANDO REMOÇÃO
DE FÓSFORO

Flávio José Garcia Marques

2022



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
E AMBIENTAL

DESENVOLVIMENTO DE LEITO FILTRANTE DE *Lithothamnium*
***Calcareum*, COMO PÓS TRATAMENTO EM UMA ESTAÇÃO DE**
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS VISANDO REMOÇÃO
DE FÓSFORO

Flávio José Garcia Marques

Sob a Orientação do Professor
Leonardo Duarte

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de Concentração Poluição Ambiental e Resíduos Agroindustriais.

Seropédica, RJ
Novembro de 2022

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M357d Marques, Flávio José Garcia, 1973-
 DESENVOLVIMENTO DE LEITO FILTRANTE DE
Lithothamnium Calcareum, COMO PÓS TRATAMENTO EM UMA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS VISANDO
REMOÇÃO DE FÓSFORO / Flávio José Garcia Marques. - Rio
de Janeiro, 2022.
 59 f.

 Orientador: Leonardo Duarte Batista.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro, PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL, 2022.

 1. Lithothamnium Calcareum. 2. Remoção de Fósforo.
3. Águas Residuárias. 4. Leito fixo. 5. Esgotos. I.
Batista, Leonardo Duarte, 21/03/1971-, orient. II
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL III. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
E AMBIENTAL

FLÁVIO JOSÉ GARCIA MARQUES

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de Concentração em Meio Ambiente.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 22/12/2022

Leonardo Duarte Batista. (Ph.D.) UFRRJ
(Orientador)

Alexandre Lioi Nascentes. (Dr.) UFRRJ
(Professor - PGEEAmb)

Felipe da Costa Brasil (Dr.) UVA
(Membro externo)

Marcos Filgueiras Jorge (Dr.) FIOCRUZ
(Membro externo)

Flávio José Garcia Marques
(Mestrando)



Emitido em 22/12/2022

ATA Nº 6394/2022 - IT (12.28.01.27)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 26/12/2022 08:17)

ALEXANDRE LIOI NASCENTES

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.00.44)

Matricula: ###592#5

(Assinado digitalmente em 26/12/2022 10:36)

LEONARDO DUARTE BATISTA DA SILVA

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.00.44)

Matricula: ###531#1

(Assinado digitalmente em 23/12/2022 20:19)

FELIPE DA COSTA BRASIL

ASSINANTE EXTERNO

CPF: ###.###.417-##

(Assinado digitalmente em 26/12/2022 09:21)

MARCOS FILGUEIRAS JORGE

ASSINANTE EXTERNO

CPF: ###.###.857-##

(Assinado digitalmente em 23/12/2022 13:00)

FLAVIO JOSE GARCIA MARQUES

DISCENTE

Matricula: 2020#####5

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/documentos/> informando seu número: 6394, ano: 2022, tipo: ATA, data de emissão: 23/12/2022 e o código de verificação: 38cca62eef

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação à minha família, em especial a minha esposa Ana Carolina dos Santos Netto, pela parceria, paciência, amor e dedicação de todos os dias. Aos meus filhos Cecília Netto Garcia Marques e Miguel Netto Garcia Marques, razão da vida. Meus pais Benedita Garcia Marques e Djalma José Marques, onde tudo começou.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus pela oportunidade e a força que traz para superar todos os percalços que a vida nos reserva, e por colocar sempre as pessoas certas no meu caminho.

Agradeço ao meu orientador Leonardo Duarte Batista e ao professor Alexandre Lioi Nascentes, pelos ensinamentos e a oportunidade de concluir esta jornada.

Agradeço a Empresa Ambiente Brasil Engenharia e Tecnologia, em nome do meu sócio e amigo Ricardo Martinez Tarré pelo total apoio e ensinamentos nos momentos mais difíceis.

Agradeço ao professor e amigo Robert de Oliveira Macedo pela parceria e contribuição fundamental para o sucesso desta empreitada.

Agradeço ao professor e amigo Felipe da Costa Brasil pelos ensinamentos e esforço para o início e o fim desta caminhada.

Agradeço a empresa PrimaSea em nome da Sra. Raquel Pereira, pela relevante contribuição com o sucesso do trabalho, doando a matéria prima par nosso experimento.

Agradeço ao Shopping BAYSIDE nome da Síndica Sra. Márcia, dos colaboradores Mário Sérgio, Fábio Martins e Thainá Dias, pela relevante contribuição com o sucesso do trabalho, permitindo a realização do experimento nas suas dependências.

Agradeço as companheiras de mestrado Aline e Carla, com o auxílio na classificação do material e análises.

Agradeço a coordenação do programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental – UFRRJ em nome do Coordenador Anderson Gomide Costa e também o secretário Thiago Guimarães de Souza pela total apoio e compreensão em todos os momentos.

RESUMO

MARQUES, Flávio José Garcia. **Desenvolvimento de Leito Filtrante de *Lithothamnium Calcareum*, como Pós Tratamento em uma Estação de Tratamento de Esgotos Sanitários Visando Remoção de Fósforo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

A presença de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em efluentes pós tratamento constitui um problema ainda de difícil solução em termos de tecnologias disponíveis para sua remoção em estações de tratamento, embora estes mesmos nutrientes apresentem relevante importância como insumo agrícola. O principal objetivo desta pesquisa foi estudar o desempenho de filtros de *Lithothamnium calcareum*, em escalas piloto para remoção de fósforo como etapa terciária pós estações de tratamento de efluentes. Foi realizado o desenvolvimento teórico e ensaios para montagem do leito filtrante com *Lithothamnium calcareum*, e posterior dimensionamento hidráulico do equipamento em escala piloto, com sua respectiva construção de protótipo. Este protótipo foi instalado e todo seu funcionamento e amostragem foi realizada em uma estação de tratamento de esgotos no shopping BAYSIDE, localizado na Avenida das Américas, 3120 - Barra da Tijuca, Rio de Janeiro. Foram construídos 03 protótipos de filtro, F1(30cm de leito), F2(40 cm de leito) e F3 (com 50cm de leito) com granulometria de 1,00mm a 4,7mm de leito, estes filtros foram submetidos por um período de 4 dias a uma vazão média de $1,90\text{l}\cdot\text{min}^{-1}$ determinadas por ensaios laboratoriais e a relação mássica do leito fixo do filtro com altura média. Concentrações de entrada e saída de fósforo foram medidas através de espectrofotômetro, foram determinadas também densidade aparente do leito, porosidade e velocidade intersticial. A eficiência do sistema foi avaliada em termos de fósforo total. Os resultados obtidos indicaram que o filtro F3 apresentou os melhores valores de eficiência em relação aos outros dois, indicando uma remoção de P_{total} de até 62,50% e concentração mínima de saída de $1,47\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Estes resultados demonstram viabilidade na construção de modelos comerciais de filtros com leitos *Lithothamnium calcareum* de baixo custo para a remoção de fósforo presentes em efluentes sanitários, agrícolas e indústrias, podendo ainda ser avaliado a possibilidade do potencial uso agrícola do meio filtrante saturado.

Palavras Chaves: Granulado bioclástico; remoção de fósforo; águas residuárias.

ABSTRACT

MARQUES, Flavio Jose Garcia. **Development of *Lithothamnium Calcareum* Filtering Bed, as Post-Treatment in a Sanitary Sewage Treatment Plant Aiming at Phosphorus Removal.** Dissertation (Master in Agricultural and Environmental Engineering, Environment). Institute of Technology, Department of Engineering, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

The presence of nutrients (nitrogen and phosphorus) in post-treatment effluents is a problem that is still difficult to solve in terms of available technologies for their removal in treatment stations, although these same nutrients are of relevant importance as an agricultural input. The main objective of this research was to study the performance of *Lithothamnium calcareum* filters, in pilot scales for phosphorus removal as a tertiary step after effluent treatment stations. Theoretical development and tests were carried out for the assembly of the filtering bed with *Lithothamnium calcareum*, and subsequent hydraulic sizing of the equipment on a pilot scale, with its respective prototype construction. This prototype was installed and all its operation and development was carried out in a sewage treatment plant in the BAYSIDE shopping mall, located at Avenida das Américas, 3120 - Barra da Tijuca, Rio de Janeiro. 03 filter prototypes were built, F1 (30cm of bed), F2 (40cm of bed) and F3 (with 50cm of bed) with granulometry from 1.00mm to 4.7mm of bed, these filters were received for a period of 4 days at an average flow of $1.90\text{l}\cdot\text{min}^{-1}$ determined by laboratory tests and the mass ratio of the fixed bed of the filter with average height. Phosphorus input and output concentrations were measured using a spectrophotometer, bed bulk density, porosity and interstitial velocity were also determined. The system efficiency was evaluated in terms of total phosphorus. The results obtained indicated that the F3 filter had the best efficiency values in relation to the other two, indicating a P_{total} removal of up to 62.50% and a minimum output concentration of $1.47\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. These results demonstrate the viability of building commercial models of filters with low-cost *Lithothamnium calcareum* beds for the removal of phosphorus present in sanitary, agricultural and industrial effluents, and the possibility of potential agricultural use of the saturated filter medium can also be evaluated.

Keywords: Bioclastic granulate; phosphorus removal; wastewater.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Aparência do <i>Lithothamnium Calcareum</i> adquirido junto a empresa PrimaSea. (Fonte 01-a http://primasea.com/performance e 01-b do Autor).....	15
Figura 02 – Imagem aproximada caracterizando a estrutura de alta porosidade do <i>Lithothamnium Calcareum</i> . (Fonte: http://primasea.com/performance).	16
Figura 03 – Corpo e interior do Moinho utilizado. (Fonte: Autor)	16
Figura 04 – – <i>Lithothamnium Calcareum</i> levado a estufa, seco e pesado. (Fonte: Autor).....	17
Figura 05 – – Sistema de peneiras para classificação do material moído (Fonte: Autor)	18
Figura 06 – Característica do material moído e classificado na faixa granulométrica de 1,00 a 4,75 mm. (Fonte:Autor).	18
Figura 07 – Montagem do filtro com <i>Lithothamnium Calcareum</i>	19
Figura 08 – Imagem com a localização da ETE do Shopping BAYSIDE na Barra da Tijuca, Rio de Janeiro - RJ. (Fonte: Google Earth).....	19
Figura 09 – Esquema de montagem dos filtros no campo ETE BAYSIDE. (Fonte: Autor). .	21
Figura 10 – Medição de vazão do sistema de filtros no campo – ETE BAYSIDE. (Fonte: Autor)	22
Figura 11 – Esquema de funcionamento do espectrofotômetro de absorção molecular. (Fonte: https://edisciplinas.usp.br).....	25
Figura 12 – Espectrofotômetro da marca HACH e modelo DR3900.(Fonte: Espectrofotômetro visível - DR3900 - HACH LANGE Europe - compacto medicalexpo.com).....	25
Figura 13 – Curva padrão de calibração do fósforo. (Fonte: Autor)	32
Figura 14 – Variação da concentração de P_{total} ao longo do primeiro dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)	32
Figura 15 – Variação da concentração de P_{total} ao longo do segundo dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)	33
Figura 16 – Variação da concentração de P_{total} ao longo do terceiro dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)	33
Figura 17 – Variação da concentração de P_{total} ao longo do quarto dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)	34
Figura 18 – – Relação entre a concentração de entrada (P_{total}) e as concentrações de saída (P_{total}) ao longo do tempo para os três filtros. (Fonte: Autor)	34
Figura 19 – Variação da eficiência de remoção de P_{total} ao longo do primeiro dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)	36
Figura 20 – Variação da eficiência de remoção de P_{total} ao longo do segundo dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)	36
Figura 21 – Variação da eficiência de remoção de P_{total} ao longo do terceiro dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)	37

Figura 22 – Variação da eficiência de remoção de P_{total} ao longo do quarto dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)	38
Figura 23 – Relação entre a eficiência de remoção (P_{total}) ao longo do tempo para os três filtros. (Fonte: Autor).....	38
Figura 24 – Desempenho comparativo dos filtros F1, F2 e F3 na remoção de fósforo total (P_{total}) ao longo do tempo experimental (T_i) entre T1 a T24. (Fonte: Autor).....	39
Figura 25 – Eficiência (η) comparativa dos Filtros F1, F2 e F3 na remoção de fósforo total (P_{total}) ao longo do tempo experimental (T_i) entre T1 a T24. (Fonte: Autor)	40

LISTA DE TABELAS2

Tabela 01 - Organização experimental da rotina de coleta de amostras. (Fonte: Autor).....	23
Tabela 02 – Percentual de umidade	26
Tabela 03 – Dimensões dos filtros.....	27
Tabela 04 – – <i>Registro da medição de vazão em tempo real no instante da coleta de amostras para análise de fósforo. (Fonte: Autor)</i>	29
Tabela 05 – – – Registro da massa do meio filtrante, cálculo do volume de leito no filtro e da densidade aparente. (Fonte: Autor).....	30
Tabela 06 – Registro da massa do meio filtrante com e sem umidade, cálculo da porosidade dos filtros. (Fonte: Autor).....	30
Tabela 07 – Registro da velocidade intersticial no leito do filtro, cálculo a partir da porosidade determinada dos filtros. (Fonte: Autor).....	30
Tabela 08 – Dados de absorvância obtidos no espectrômetro para solução padrão de fósforo para a obtenção da curva de calibração para as análises. (Fonte: Autor).....	31

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	01
1 OBJETIVO GERAL	05
1.1 Objetivos Específicos.....	05
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	05
2.1 O Tratamento de Esgotos	05
2.1.1 Tratamento preliminar	05
2.1.2 Tratamento primário e secundário	06
2.1.3 Tratamento terciário	06
2.2 Nutrientes no Esgoto Doméstico	07
2.3 Granulados Bioclásticos e sua Utilização	08
2.4 Tecnologias para Remoção de Nutrientes em Esgotos Domésticos	11
2.4.1 Remoção em sistemas biológicos.....	11
2.4.2 Watlands	11
2.4.3 Processos físico-químicos	12
2.4.4 Remoção em sistemas biológicos.....	13
2.4.2 Adsorção	13
3 MATERIAIS E MÉTODOS	15
3.1 Granulados Bioclásticos	15
3.1.1 Aquisição do <i>Lithothamnium calcareum</i>	16
3.2 Moagem do <i>Lithothamnium calcareum</i>	16
3.2.1 Materiais utilizados	16
3.2.2 Teste de moagem com material “ <i>in natura</i> ” e moagem do material seco	17
3.2.3 Classificação do material seco moído	17
3.3 Montagem do Protótipo dos Filtros	18
3.3.1 Montagem do sistema de filtração no campo	19
3.4 Experimento de Campo	21
3.4.1 Determinação da vazão de partida	21
3.4.2 Determinação da densidade aparente do leito filtrante	22
3.4.3 Determinação da porosidade dos filtros de <i>Lithothamnium</i> em leito fixo	23
3.4.4 Determinação da velocidade intersticial no leito.....	23
3.4.5 Procedimentos de amostragem	23

3.4.6 Procedimentos analíticos para determinação da concentração de fósforo total	24
3.4.7 Metodologia para cálculo da eficiência de remoção de fósforo total	25
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
5 CONCLUSÃO	39
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

INTRODUÇÃO

Segundo o Instituto Trata Brasil, o ranking do saneamento (2019), baseado nos dados do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos ano-base 2017, publicado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o Brasil ainda possui um grande carência em relação à coleta de esgotos, considerando a média dos cem maiores municípios brasileiros em termos de habitantes no ano de 2017 os números chegam a 72,8% da população atendida, porém em comparação à média nacional verifica-se grande diferença, onde temos apenas 52,4% da população atendida com rede de esgotamento sanitário.

Neste mesmo ranking são relacionados os índices de esgoto tratado em relação à água consumida, levando-se também em consideração a média dos cem maiores municípios em termos de habitantes no ano de 2017, para estes dados os números são preocupantes, sendo o indicador médio de tratamento de esgoto dos municípios estudados de 55,6%, contra uma média nacional de 46,0%.

Segundo dados publicados pelo Ministério da Economia (Secretaria de Desenvolvimento da Infraestrutura-SDI) em maio de 2019, neste ritmo o atendimento a universalização da coleta e tratamento de esgotos ocorrerá apenas em 2055, muito diferente da meta estabelecida no Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), que é para atingimento desta meta em 2033.

Destes índices apresentados anteriormente, abordaremos apenas a parcela com coleta e tratamento e direcionaremos os estudos e discussão para o desenvolvimento de solução da problemática no pós-tratamento de efluentes domésticos lançados nos corpos hídricos, que na sua grande maioria não atendem a remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio presentes em elevadas concentrações, mesmo após tratamento em sistemas secundários consagrados.

Mesmo nas grandes cidades, onde existe maior infraestrutura e poder econômico, faltam redes coletoras, tratamento e disposição adequada dos esgotos sanitários. Os principais atingidos pela poluição decorrente dessas carências são as pessoas mais pobres que vivem nas periferias das cidades, próximas das áreas de destino do esgoto não tratado, onde ocorre a deterioração do meio ambiente. Nesses lugares, a incidência de doenças de veiculação hídrica, principalmente diarreias e gastroenterites, é elevada.

Segundo Santos (2018), a forma de tratamento do esgoto sanitário no Brasil, ainda é predominantemente realizada por sistema de tratamento centralizados, no qual através de

extensas redes, os esgotos são coletados e transportados para uma única Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), em sua maioria de grande porte. No entanto em função da elevada distância entre os pontos de geração e de tratamento dos esgotos, a maior parte dos custos advindos dessa concepção está associada à implantação de redes coletoras, o que por vezes tornar o investimento inacessível em algumas regiões.

Os sistemas de tratamento de esgotos no Brasil ainda possuem tecnologias inadequadas e com pouca eficiência, sobretudo quando é levado em consideração as condições locais meteorológicas e físicas, as limitações de recursos financeiros e de trabalho, e o reconhecimento sociocultural da importância implantação de estações de tratamento de efluentes (PEREIRA, 2016).

Diante dos números atuais, é notória a carência de sistemas de tratamento de esgotos no Brasil, de modo que se faz necessário a busca por tecnologias que proporcione melhores eficiências para obtenção de efluentes de qualidade. De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), os sistemas descentralizados de águas residuais são apropriados para comunidades de baixa densidade e diferentes condições do local e são mais econômicas do que sistemas centralizados. Eles podem incluir o uso de convencionais sistemas sépticos, projetos avançados de sistemas no local e cluster, que são sistemas destinados para locais com solo em condições inadequadas para atendimento de um grupo de residências. No entanto, a eficácia da descentralização depende do estabelecimento de um programa de gestão que garanta a inspeção regular e manutenção do sistema. Embora o desenvolvimento sustentável inclua uma ampla gama de critérios, incluindo ambientais, técnicos e fatores socioculturais; economia é de fato o critério mais importante na decisão para a maioria dos países em desenvolvimento. Concepções de sistemas descentralizado estão sendo progressivamente considerada por ser uma forma menos intensiva da necessidade de recursos econômicos e mais ecologicamente sustentável de saneamento (MASSOUD et al., 2009).

Para esse tipo de sistema, é geralmente utilizado combinações entre os processos de tratamento anaeróbio e aeróbio. O tratamento por tecnologias anaeróbias tem a premissa de possuir certa facilidade e o baixo custo operacional, entretanto possui uma desvantagem por não atender, em alguns casos, aos requisitos da legislação ambiental, devido à baixa capacidade de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos. Todavia, o uso de processos aeróbios no polimento de efluente anaeróbio, demanda uma operação qualificada, além de elevado custo energético. Portanto, a combinação desses tipos processos, tendem a ser uma opção ambiental

e operacionalmente viável, de modo que apresente operação simplificada e menor consumo de energia (SANTOS, 2018).

O processo de avaliação e seleção de sistemas centralizados ou descentralizados para o tratamento de esgotos em uma localidade envolve diversos fatores, tais como: a concepção do sistema de tratamento, nível de tratamento exigido, características da população atendida, custos relativos à construção, operação e manutenção dos sistemas, bem como dos custos advindos da reparação e substituição do sistema (MASSOUD et al., 2009).

Não importa a localidade, urbana ou rural, em que o esgoto é gerado, ou a maneira que é coletado, de forma direta ou indireta, é remetido para corpos d'água receptores. Quando em contato com esses corpos d'água, o esgoto acaba mudando as características naturais da água, por isso existem parâmetros de qualidade que esses efluentes devem se encaixar para poderem ser lançados novamente no meio ambiente, ou seja, existe uma necessidade de tratamento desse esgoto. Sendo assim, as etapas que o esgoto passa visando a redução da sua poluição são chamadas de processos de tratamento (JORDÃO E PESSÔA, 2011). Esses processos de tratamento de esgoto sanitário são classificados em relação do grau de redução dos sólidos em suspensão e da demanda bioquímica de oxigênio. Esta classificação divide todo o tratamento dos efluentes em: tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

Os sistemas tratamento de esgoto podem ser realizados por processos físicos, químicos e/ou biológicos de modo a garantir sua disposição final de forma segura. Para a remoção de contaminantes através de reações biológicas ou químicas estes métodos de tratamento são denominados como processos unitários. (METCALF e EDDY, 2007).

Para a determinação do tipo de tratamento deve-se considerar as características dos esgotos aos usos em que a água foi submetida, variando com o clima, com a situação social e econômica, com a cultura e com os hábitos da população. Para traduzir o caráter ou potencial poluidor dos esgotos, são utilizados parâmetros físicos, químicos e biológicos (NUCASE, 2008).

A escolha da tecnologia do sistema da ETE não deve ser condicionada apenas ao atendimento dos requisitos para a disposição final do efluente. Isso implica considerar diversas critérios e aspectos para sua implantação. Em nosso trabalho além das questões abordadas,

teremos como foco na etapa de tratamento terciário, visando principalmente a remoção de nutrientes no efluente tratado final.

Segundo Veneu, D.M., et al. (2015), as algas *Lithothamnium calcareum* estão sendo utilizadas como fonte de matéria prima em diversas aplicações como potabilização de águas para consumo humano, tratamento da água em lagos, como substrato em wetland para remoção de nitrogênio e fósforo, na indústria de cosméticos, dietética, em implantes em cirurgia óssea, nutrição animal, extração de moléculas bioativas e na agricultura para a produção de fertilizantes e corretivos para o solo.

Já Caletti, et al. (2016), relata que este material possui elevada superfície específica, além de outras características que o apontam como possível sorvente de substâncias contidas no lixiviados tais como nitrogênio amoniacal, fósforo e alguns compostos orgânicos.

Desta forma, neste trabalho está sendo proposto o dimensionamento hidráulico, construção de protótipo de filtros, buscando solução eficiente e de baixo custo com vistas à remoção de fósforo pós-tratamento, usado como leito filtrante os Granulados Bioclásticos (GB) provenientes da alga *Lithothamnium calcareum*.

1 OBJETIVO GERAL

Desenvolver protótipo em escala piloto de coluna de leito fixo para remoção de fósforo na saída dos sistemas de tratamento secundário de esgoto utilizando leito filtrante de algas *Lithothamnium calcareum*, com aplicação em uma Estação de tratamento de Esgotos em situação real para levantamento de dados visando a construção de um modelo operacional.

1.1 Objetivos Específicos

Desenvolvimento teórico e ensaios para montagem do leito filtrante com *Lithothamnium calcareum*;

- ✓ Dimensionar do equipamento / sistema em escala piloto;
- ✓ Realizar de ensaios levantamento de dados em escala Piloto;
- ✓ Modelar sistema para desenvolvimento de produto em escala operacional;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.2 O Tratamento de Esgotos

De uma forma geral, independentemente da localidade, urbana ou rural, em que o esgoto é gerado, ou a maneira que é coletado, de forma direta ou indireta, é remetido para corpos d'água receptores. Quando em contato com esses corpos d'água, o esgoto acaba mudando as características naturais da água, por isso existem parâmetros de qualidade que esses efluentes devem se encaixar para poderem ser lançados novamente no meio ambiente, ou seja, existe uma necessidade de tratamento desse esgoto. Sendo assim, as etapas que o esgoto passa visando a redução da sua poluição são chamadas de processos de tratamento (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

Esses processos de tratamento de esgoto sanitário são classificados em relação do grau de redução dos sólidos em suspensão e da demanda bioquímica de oxigênio. Esta classificação divide todo o tratamento dos efluentes em: tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

2.1.1 Tratamento preliminar

O tratamento preliminar é uma etapa de grande importância em qualquer sistema de tratamento de esgotos, sendo responsável pela retenção de materiais de maiores dimensões, sólidos em suspensão mais grosseiros, dentre outros elementos que poderiam comprometer a

eficiência esperada para o tratamento caso adentrassem no sistema. Suas principais unidades são:

- ✓ Grades ou peneiras;
- ✓ Caixas de areia ou desarenadores

2.1.2 Tratamento primário e secundário

Os Tratamentos Primários e Secundários possuem finalidades semelhantes no tratamento de esgoto. São essas etapas que ocorre a remoção da matéria orgânica, de modo que o tratamento primário se caracteriza por uma remoção através do processo físico-químico, já o tratamento secundário ele complementa a eficiência de remoção da matéria orgânica ainda presente, através de um tratamento biológico (SPERLING, 2005).

O tratamento biológico pode ser subdividido em dois grandes grupos: processos aeróbios e anaeróbios. Nos processos anaeróbios é muito usada a tecnologia de reatores UASB, que apresenta vantagens como a possibilidade de aplicação de altas cargas orgânicas volumétricas, o menor volume de trabalho, a não necessidade de sistema de agitação ou tanque de sedimentação e a operação contínua. Para os processos aeróbios, um sistema muito utilizado é o de lodos ativados, que consiste em um reator com lodo floculado, com uma população mista de micro-organismos que está em contato constante com a água residuária e oxigênio (MONTROYA, 2015).

2.1.3 Tratamento terciário

O tratamento terciário de efluentes consistem em técnicas físico-químicas ou biológicas para a retirada de poluentes específicos que não foram retirados pelos outros processos mais comuns. Alguns desses poluentes específicos podem ser matéria orgânica, compostos não biodegradáveis, nutrientes, metais pesados, entre outros.

Esses tratamentos terciários podem incluir diversas etapas que vão depender do tipo de poluição do efluente e do grau de depuração que se deseja obter. Além disso, os diferentes processos que podem ser aplicados nos tratamentos terciários podem ser classificados em dois tipos principais:

Tecnologias de transferência de fase: o poluente é simplesmente passado para outro estado de agregação, isto é, passa da fase aquosa para outra fase, que pode ser veiculada para a

atmosfera ou ser transformada em resíduo sólido. Esse último ocorre, por exemplo, com o método de adsorção por carvão ativado que será explicado mais adiante.

Tecnologias destrutivas: o poluente realmente é transformado, ou seja, deixa de existir como tal. Isso é conseguido pela oxidação da matéria orgânica que leva a espécies químicas cada vez mais oxidadas até que ocorra a sua completa mineralização. A oxidação química é um tipo de tratamento que também.

Os principais exemplos de tratamentos terciários de efluentes:

Microfiltração: é um processo de separação com o uso de membranas com poros na escala de micrômetros ($1\ \mu\text{m} = 10^{-6}\ \text{m}$) em que a força que promove a separação da parte líquida dos sólidos poluentes é a pressão através da membrana e os seus poros.

Precipitação e coagulação: São adicionadas à água substâncias químicas coagulantes que formam flocos quando se juntam à matéria em suspensão. Por exemplo, a adição de cal em esgotos que contêm ferro produz flocos que descem para o fundo do recipiente.

Adsorção: Os poluentes ficam adsorvidos na superfície e são transferidos. A adsorção pode ocorrer de duas maneiras: química ou física. A adsorção química ou quimissorção ocorre por meio de ligações químicas, principalmente covalentes. Já a adsorção física ou fisissorção ocorre por meio de interações intermoleculares do tipo Van der Waals, como a força de dipolo induzido e a de dipolo permanente.

Troca iônica: utiliza certos polímeros com sítios que podem reter íons. Desse modo, os íons poluentes que estão na água, que ficam retidos na resina polimérica, podem ser trocados por outros íons de mesma carga. Por exemplo, se essa resina de troca iônica é catiônica, ela pode ter os íons H^+ , que são trocados por cátions de sais ou até mesmo de metais pesados que estão no efluente. Se a resina de troca iônica é aniônica, ela pode ter os íons OH^- que são trocados por ânions presentes no efluente. Assim, os íons H^+ e OH^- que estão na água que sai da resina reagem para formar mais água.

2.2 Nutrientes no Esgoto Doméstico

O tratamento de esgotos sanitários provenientes de centros urbanos tem como objetivo principal a redução da matéria orgânica, dos microrganismos patogênicos, dos sólidos em suspensão e, em determinadas circunstâncias, também dos nutrientes presentes nos esgotos

sanitários, desde que se presume a ausência de resíduos tóxicos (ANA, 2017). Na avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento de efluentes domésticos, devem ser considerados fatores como a redução na concentração de compostos indesejáveis, a qualidade final almejada para o efluente e/ou para o corpo receptor, além do seu enquadramento legal (ANA, 2017; Mota & Von Sperling, 2009). Esses critérios devem estar referenciados nas Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011, bem como nas legislações específicas de cada Estado (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

A Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2011), estabelece uma eficiência mínima de remoção de 60% da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), com possibilidade de remoção de nutrientes como fósforo e/ou nitrogênio. Esses normativos exigem padrões de qualidade abrangentes, de modo que os efluentes possam ser lançados sem representar riscos à saúde pública ou causar impactos significativos ao meio ambiente (ANA, 2017; Mota & Von Sperling, 2009). A escolha do processo de tratamento em uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) não se restringe às exigências ambientais, legais ou sanitárias, sendo também influenciada por aspectos econômicos, sociais, operacionais, pela disponibilidade de área (ANA, 2017). Nesse contexto, a crescente demanda por tecnologias que conciliem eficiência ambiental, viabilidade econômica e reaproveitamento de recursos ressalta a importância de abordagens científicas interdisciplinares, que priorizem o aproveitamento de nutrientes, como o fósforo, nos sistemas de tratamento de esgoto.

A presença de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em águas residuárias constitui um problema ainda de difícil solução em termos de tecnologias disponíveis para sua remoção em estações de tratamento, embora estes mesmos nutrientes apresentem relevante importância como insumo agrícola.

Para a avaliação da eficiência de sistemas de tratamento de efluentes domésticos, devem-se levar em conta alguns fatores como a redução na concentração de compostos indesejáveis, a qualidade final desejada do efluente e/ou do corpo receptor, bem como o enquadramento legal do corpo receptor, referenciadas nas Resoluções do Conselho do Meio Ambiente - CONAMA 357 de 2005 e 430 de 2011, bem como legislações no âmbito dos Estados.

Conforme descrito por MORENZ (2019), no contexto de tratamento de efluentes, os elementos nitrogênio e fósforo são caracterizados como nutrientes que limitam a capacidade de

crescimento de outros organismos. Na matéria orgânica presente nos efluentes sanitários, está presente na forma de nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato ou gás nitrogênio. Já o fósforo está presente nos efluentes sanitários na forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico.

Conforme destacado por Costa (2018), a emissão em excesso destes nutrientes tem levantado preocupações específicas, devido aos seus efeitos prejudiciais para os organismos aquáticos e à saúde da população abastecida por essas águas. Dentre eles destaca-se o processo conhecido como eutrofização, em que o crescimento abundante de algas e cianobactérias resultam na diminuição da transparência da água, redução da atividade fotossintética, depleção de oxigênio, produção de sabores e odores, bem como na produção de compostos tóxicos, como as cianotoxinas.

Em relação ao lançamento de fósforo no ambiente, os animais domésticos contribuem com cerca de 10% do total de fósforo emitido nas áreas urbanas. Cerca de 75% de fósforo encontrado nos esgotos é lançado nos corpos d'água continentais ou diretamente nos oceanos, mesmo após tratamento biológico e físico-químico em ETEs representando 45% do total de insumos. O restante é utilizado como fertilizante orgânico em solos de áreas residenciais e agrícolas (KM da Silva 2018).

O fósforo aparece em águas naturais devido às descargas de esgotos sanitários, onde a matéria orgânica fecal e os detergentes em pó empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte (ANA, 2017). As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais (ANA, 2017; Mota & Von Sperling, 2009). Sendo assim, o fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas: fosfatos orgânicos, forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas; ortofosfatos, representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas; e polifosfatos, ou fosfatos condensados, polímeros de ortofosfatos (Mota & Von Sperling, 2009). A remoção e o reaproveitamento desse elemento em sistemas de tratamento de esgoto são estratégias relevantes para o controle da poluição difusa e para a promoção de uma economia circular, visto que, o uso agrícola desse material representa uma alternativa para sua valorização, possibilitando o retorno controlado do nutriente ao solo (ANA, 2017; Mota & Von Sperling, 2009).

2.3 Granulados Bioclásticos e sua Utilização

Segundo FRANCESCHINI (2010), as algas calcárias estão inseridas no reino Plantae que por sua vez divide-se em três sub-reinos, sendo um deles o sub-reino Rhodophyta com as divisões Cynidiophyta e Rhodophyta todas estas fazem parte das linhagens de plantas. São conhecidas como algas vermelhas, e estão dentro do filo Rhodophyta.

Rhodophyta são organismos fotossintetizantes que possuem em seus cloroplastos os pigmentos clorofila a ficobiliproteínas, e carotenoides, tendo como substância de reserva o amido das florídeas, um polissacarídeo semelhante ao glicogênio. As algas são seres uni- ou pluricelulares fotossintetizantes que são distintos das plantas por não possuírem tecidos especializados e embrião (Rosa, 2014).

As algas vermelhas vivem tanto em regiões de águas tropicais como de água fria. Apenas 20 gêneros de água doce são conhecidos. Atualmente tem se registrado cerca de 700 gêneros e aproximadamente 6.000 espécies, sendo a maior parte de ambientes marinhos. Algumas dessas algas marinhas podem viver em profundidades com pouca luminosidade, como as algas crostosas calcificadas observadas a menos 268 m de profundidade nas Bahamas (FRANCESCHINI, 2010).

Dentro do filo Rhodophyta têm a ordem Corallinales segrega duas famílias, a família Hapalidiaceae, e a família Corallinaceae. Nessas estão inseridas às algas calcárias, um grupo, de algas vermelhas que depositam carbonato de cálcio (CaCO_3) e magnésio (MgCO_3), sob a forma de cristais de calcita (Figura 1) em suas paredes celulares (ROSA, 2014). Contendo ainda mais de 20 macros e micros minerais, presentes em quantidades variáveis, tais como ferro, magnésio, boro, níquel, cobre, zinco, molibdênio, selênio e estrôncio (DIAS, 2001).

As Coralináceas são algas fotossintéticas, ou seja, dependem diretamente da luz. Depositam na parede celular carbonatos de cálcio e magnésio na forma de cristais de calcita, sendo 80% a 90% da biomassa das mesmas. Através do depósito de sais inorgânicos, ela morre e perde a coloração avermelhada característica da película viva superficial da crosta algálica (SOARES, 2009).

A espécie *Lithothamnium calcareum* é uma alga do filo das Rhodophytas, conhecida como alga vermelha, pertencente à ordem das Corallinales, segundo o sistema de classificação taxonômica de algas AlgaeBase (GUIRY; GUIRY, 2009). Segundo Soares (2009), o “*Lithothamnium calcareum* é um dos principais constituintes dos recifes e corais marinhos,

formados em várias regiões oceânicas”. O *Lithothamnium* spp. é uma alga calcária da família das *Coralináceas*, Araújo (2005), descreve como sendo um ramo de pedra que se desenvolve e prolifera nas profundezas marinhas, na plataforma continental brasileira desde a costa do Estado do Amazonas até a costa do Estado do Rio de Janeiro, tendo grandes concentrações no Estado do Maranhão na jazida de Tutóia. Esse material cresce em profundidades que variam de 10 a 40 metros, sendo beneficiado pela permanente agitação das águas bem oxigenadas que se quebram de encontro ao continente. Fixando os elementos minerais necessários ao seu desenvolvimento, o *Lithothamnium* encontra nesse meio todos os elementos nutricionais em seu estado orgânico, vegetal e marinho. O *Lithothamnium* em seu estado natural é avermelhado ou azulado. Dois pigmentos dão origem a essa coloração: a ficoeritrina nas algas avermelhadas, e a ficocianina nas algas azuis. No momento da extração sua coloração é quase sempre cinza-azulado, ao secar ao ar livre torna-se cinza-branco, sinal de sua pureza (MELO, 2002)

Segundo Dias et al. (2000), a plataforma continental brasileira representa, a nível mundial, a maior extensão coberta por sedimentos carbonáticos, sendo o potencial de exploração econômica dos depósitos destas algas maiores do que os depósitos franceses. Apesar da plataforma francesa possui 33 bilhões de m³, mas apenas 600 milhões de m³ são de reservas exploráveis por causa da profundidade, sobreposição de áreas de pesca ou reserva ecológica (LOPES, 2012).

Segundo Figueiredo, et al. (2014) do ponto de vista geológico, os depósitos de algas calcárias, estão contidos em uma definição mais ampla, que abrange os sedimentos ricos em carbonato, chamados de ‘granulados bioclásticos’. Os termos granulados (granulats) ou agregados (aggregates) designam ainda um tipo de mineral industrial Os ‘fundos de algas calcárias’ têm sido incluídos em diversas definições, tais como: fundos organogênicos, cascalho, areias biogênicas (ou bioclásticas) e sedimentos carbonáticos. No Brasil os depósitos naturais de granulados bioclásticos são formados principalmente por algas calcárias, mas ocorrem também, localmente, depósitos de conchas na plataforma continental Sul, como exemplo, os concheiros de Albardão. (Dias 2000)

Os rodolitos e seus fragmentos (bioclastos) são tidos como viáveis para a exploração econômica do calcário marinho, pois constituem depósitos sedimentares inconsolidados, facilmente coletados através de dragagens. (Figueiredo, et al., 2014). A comercialização de algas marinhas no litoral brasileiro foi regulamentada para exploração dos depósitos calcários vivos no Brasil (IBAMA, Instrução Normativa nº 89, de 02/02/2006).

Segundo Caletti, (2017), na caracterização do *Lithothamnium* pode-se afirmar que seu principal componente é o CaCO_3 e que este se apresenta na forma de calcita. Essa característica proporciona maior estabilidade em solução e fornece os elementos necessários para a remoção do fósforo presente no lixiviado de aterro sanitário.

3.5 Tecnologias para Remoção de Nutrientes em Esgotos Domésticos

2.4.1 Membranas

A remoção de nutrientes dos efluentes domésticos anda é um grande desafio para os sistemas de tratamento convencionais, diversos estudos têm se desenvolvido no sentido de buscar métodos eficientes para a remoção de fósforo e nitrogênio presentes nos efluentes pós-tratamento em sistemas secundários de esgoto sanitário ou até mesmo em sistemas conjugados.

Observa-se, no entanto, grande dificuldade operacional para atingimento desta eficiência em uma escala real, dado ao grande volume de esgoto gerado, necessidade de grandes áreas de implantação, grande concentração da geração em áreas urbanas altamente densas, tecnologias complexas operacionalmente, sistemas de alto custo de implantação e manutenção, grande geração de resíduos de alguns destes processos, etc.

Altamente difundida, a tecnologia de associação Biorreator com sistemas de membranas é uma alternativa bastante estudada para alta eficiência no tratamento de esgotos, de acordo com Metcalf e Eddy (2016), a tecnologia de tratamento pelo processo de separação por membranas adicionaram novas dimensões ao tratamento dos efluentes domésticos e industriais e tornaram-se uma alternativa consolidada aos processos mais tradicionais, em função da alta qualidade do efluente produzido e da menor área para instalação. No entanto, as principais restrições destes processos estão relacionadas aos custos de membrana, demanda de energia, controle de depósito e baixo fluxo.

Segundo MUHAMAD, et al. (2017), devido à necessidade de pequenas áreas para implantação para produzirem qualidade superior de efluente tratado, os biorreatores de membrana (MBR) tornaram-se uma tecnologia de ponta alternativa ao tratamento convencional de efluentes sanitários. No entanto, a inclusão das membranas, ainda eleva muito o custo de implantação, consumo de energia, manutenção para limpeza e recuperação. Isto implica em tecnologia ainda não viável em grande escala de forma descentralizada no Brasil.

2.4.2 Remoção em sistemas biológicos

Para Artan et al. (2001), para que esses processos biológicos ocorram comumente são realizadas alterações em sistemas biológicos convencionais para que estes possam biologicamente remover também nutrientes.

Uma das soluções possíveis é a imposição de ambientes anaeróbios e anóxicos nos processos de tratamento de águas residuárias, de modo a se viabilizar a remoção biológica de nitrogênio e fósforo, embora estas modificações, via de regra, tornem os processos de tratamento muito mais complexos e sensíveis a condições ambientais.

Outra solução apresentada para aprimorar o desempenho dos reatores de tratamento de esgoto é a combinação de biomassa suspensa e fixa num único sistema (WOLFF et al., 2005). Esse tipo de processo surgiu como uma alternativa ao sistema convencional de lodos ativados capaz de remover nitrogênio (via nitrificação e desnitrificação) e fósforo (OCHOA et al., 2002).

Nesses reatores, conhecidos como *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR), têm-se principalmente a biomassa autótrofa localizada sobre o material suporte e a biomassa heterótrofa nos lodos em suspensão (WOLFF et al., 2010).

2.4.3 Wetlands

O termo “wetland” é utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente alagados (SALATI, 2003). Estas áreas alagadas são ecossistemas produtivos, capazes de transformar poluentes presentes em águas residuárias, em produtos inofensivos ou em nutrientes para a comunidade biológica local, esses sistemas são considerados indispensáveis na manutenção da biodiversidade do planeta, pois são ecossistemas naturais responsáveis pela reciclagem do nitrogênio, fósforo, carbono e alguns metais relacionados, (apud MELLO, 2016).

Descrito por HAMMER (1989), Wetlands são áreas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos. São áreas inundáveis onde inúmeros agentes (animais, plantas, solo, etc.) recebem, detêm e reciclam nutrientes continuamente. Estes nutrientes sustentam uma grande variedade de vegetação, que convertem matéria inorgânica em matéria orgânica, a qual é requerida, direta ou indiretamente, como alimento para animais, incluindo o homem.

Os wetlands estão entre os maiores sistemas naturais produtivos da terra e são de vital importância para a conservação da biodiversidade do planeta, entre os quais podem-se destacar

no Brasil os manguezais (que ocupam grande faixa do litoral brasileiro), os igarapés da Amazônia e o pantanal Mato-grossense, (TAVARES 2013).

2.4.4 Processos físico-químicos

Segundo Rittmann et al., (2011), a precipitação química em efluentes envolve a adição de um sal de um metal bivalente ou trivalente, causando a precipitação de um fosfato de metal insolúvel, que é separado por sedimentação, na forma de um ortofosfato de metal. A técnica possui como principais vantagens a sua flexibilidade de aplicação, agilidade do processo, facilidade de controle operacional e tolerância a compostos biologicamente tóxicos. Embora seja a técnica mais empregada na indústria atualmente, a alta demanda por insumos químicos e a produção de lodo com alta concentração de metais pesados encarecem o processo (Maroneze et al., 2014).

O sulfato de alumínio é considerado o melhor precipitante, seguido de ferro (III), ferro (II), cálcio e magnésio. O ferro e o alumínio têm sido os sais mais utilizados para a precipitação de fósforo, em virtude do custo e eficiência de remoção (Yeoman et al., 1988). Entretanto, o lodo gerado dificilmente poderá ser reutilizado, e o destino mais comum são os aterros sanitários. Já os sais de cálcio e magnésio surgem como alternativa por possuírem também baixo custo de aquisição, além de facilidade de manuseio.

Além da remoção de fósforo, o cálcio pode ainda atuar na clarificação do efluente. Outra vantagem no uso do cálcio e magnésio como agente precipitante de fósforo é o interesse nos fosfatos de cálcio e magnésio precipitados para uso na agricultura como fertilizantes.

Já para a remoção de nitrogênio através de processos físico químicos, utiliza-se a volatilização da amônia livre (NH_3) através da elevação de pH (podendo ser alcançada através de adição de cal), complementada por processos de transferência de gases (VON SPERLING, 2005).

2.4.5 Adsorção

Segundo Rittmann et al., (2011), processos de adsorção referem-se à transferência de um soluto em fase líquida para um adsorvente em fase sólida e o mecanismo de remoção está baseado no desequilíbrio das forças de atração, que são responsáveis pela adsorção.

Desta forma, a adsorção física pode ocorrer a partir das interações de van der Waals e a adsorção química, através de ligações entre a molécula de adsorvente e a espécie adsorvida (DABROWSKI, 2001).

A técnica de adsorção já é utilizada em processos de tratamento de efluentes desde 1950, com adição de carvão ativado durante o processo de coagulação, seguido de remoção por sedimentação e filtração; e, desde então, a técnica de adsorção vem sendo utilizada para o tratamento de água e efluentes, utilizando uma variada gama de adsorventes (RITTMANNET et al, 2011).

Segundo Ali et al (2012), os materiais utilizados para adsorção podem ser de origem orgânica natural, ou seja, materiais com alto teor de carbono, como plantas, animais, resíduos de frutas, casca de arroz, algas, musgo de turfa, queratina etc.; de origem orgânica industrial, como produtos e subprodutos de indústrias de petróleo, fertilizantes, papel e celulose; e de origem inorgânica, como: solo, argila, minérios, rochas, zeólitas e óxidos e hidróxidos de metais.

Com os avanços da tecnologia de adsorção, também se iniciaram a busca de alternativas de mais baixo custo para utilização como adsorventes, visto que alguns destes materiais apresentam custo elevado. Neste sentido, resíduos agrícolas, materiais marinhos, solos e subprodutos industriais vêm sendo amplamente estudados para adsorção de metais, compostos orgânicos não biodegradáveis e fósforo, em substituição aos substratos convencionalmente utilizados (ALI et al, 2012).

Os desempenhos desses materiais são elevados, apresentando, geralmente, eficiência de remoção na ordem de 90%. Além disso, considera-se o processo de adsorção uma técnica simples e de fácil operação. Os equipamentos para a adsorção consistem, normalmente, em colunas de leitos recheado, operados em regime hidráulico de fluxo pistonado (MARONEZE et al, 2014).

Segundo Westholm (2006), materiais mais utilizados para adsorção de fósforo são: minerais e rochas como areia dolomita, zeólitas, bauxita, solos, sedimentos marinhos, subprodutos industriais, materiais à base de ferro, entre outros.

A adsorção é um processo bastante eficiente para a remoção de nitrogênio, entretanto a utilização de materiais de resinas trocadoras iônicas para o tratamento de efluentes é

economicamente inviável. Estudos recentes têm demonstrado a eficiência de adsorventes naturais na remoção de amônia de diferentes tipos de águas residuárias, tais como esgotos domésticos e sintéticos, lixiviado de aterros sanitários, efluentes de laticínios e dejetos suínos (HIGARASHIET al, 2008).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são descritos os principais materiais utilizados e o detalhamento da metodologia seguida na realização dos experimentos. A secagem e moagem dos granulados bioclásticos para composição do leito filtrante, foi realizada no Laboratório de campo do DeptNAP – Departamento de Nutrição Animal e Pastagem do Instituto de Zootecnia, já a sua classificação e análises dos resultados dos efluentes pós-tratamento foram executados nos Laboratórios de Tecnologia (LABTEC), do Instituto de Tecnologia (IT), e Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes, nas instalações do Instituto de Tecnologia (IT), respectivamente. A montagem do protótipo do filtro e as campanhas experimentais realizados nas instalações da ETE do shopping BAYSIDE, localizado na Avenida das Américas, 3120 - Barra da Tijuca, Rio de Janeiro.

3.1 Granulados Bioclásticos

3.1.1 Aquisição do *Lithothamnium calcareum*

Toda a matéria prima utilizada para a montagem do leito filtrante (*Lithothamnium Calcareum*), foi adquirido por meio de doação junto a empresa PrimaSea, localizada na Via Candeias Km 6, s/n - Distrito Industrial Candeias - BA CEP 43813-000 - Brasil, através do setor de produtos e Pesquisa e desenvolvimento da empresa, representadas respectivamente pelas Sras. Raquel Pereira e Marina Muzzi.



Figura 01-a e 01-b – Aparência do *Lithothamnium Calcareum* adquirido junto a empresa PrimaSea. (Fonte 01-a <http://primasea.com/performance> e 01-b do Autor).

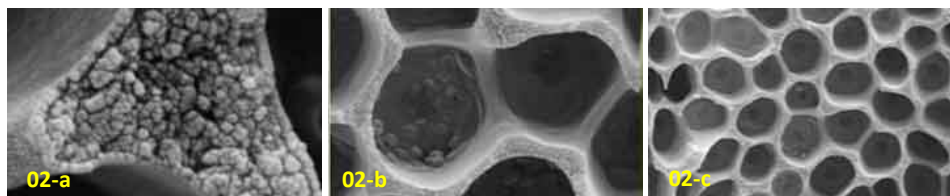


Figura 02-a Zoom 20000 X, **02-b** zoom 3000 X e **02-c** 1000 X – Imagem aproximada caracterizando a estrutura de alta porosidade do *Lithothamnium Calcareum*. (Fonte: <http://primasea.com/performance>).

3.2 Moagem do *Lithothamnium calcareum*

A moagem de todo o material foi realizada no Laboratório de campo do Departamento de Nutrição Animal e Pastagem do Instituto de Zootecnia - DeptNAP – sob a orientação do Professor Dr. Robert Macedo.

3.2.1 Materiais utilizados

- ✓ Moinho tipo Willey, da marca Marconi – Modelo M.A – 680 – com quatro facas rotativas móveis e cinco facas fixas e sentido de rotação horário – 220v;
- ✓ Sistemas de peneiras em aço inoxidável com mach de 2mm;
- ✓ Balança digital da marca Marte, modelo AD5002 com carga máxima de 5010g;
- ✓ Estufa da marca CienLab;
- ✓ 15 kg de *Lithothamnium calcareum*;
- ✓ Peneiras da marca Bertel com aberturas de malhas de 4,75mm, 1,00 mm, 0,850mm, 0,600mm, 0,300 mm e 0,180mm.
- ✓ Demais insumos, bandejas de alumínio, sacos, etiquetas, outros;



Figura 03 – Corpo e interior do Moinho utilizado. (Fonte: Autor)

3.2.2 Teste de moagem com material “*in natura*” e moagem do material seco

Em um primeiro momento, foi realizado teste de moagem com o material da forma com que foi adquirido, ainda com umidade. Este procedimento apresentou-se muito trabalhoso, tendo em vista a velocidade na moagem e a necessidade de grandes paradas para a limpeza e das laminas do moinho. Neste momento foi determinada a necessidade de secagem do material, evitando a aglutinação das partículas mais finas no corpo e lâminas do moinho, diminuindo muito a eficiência.

O *Lithothamnium Calcareum* foi levado a estufa em 60°C por 48 horas para secagem. Foram utilizadas bandejas de inox e alumínio para secagem em estufa. As bandejas foram pesadas vazias, com o material úmido e posteriormente o material seco para a determinação do peso seco do granulado bioclástico e o percentual de umidade retirado.



Figura 04 – *Lithothamnium Calcareum* levado a estufa, seco e pesado. (Fonte: Autor).

3.2.3 Classificação do material seco moído

Para esta classificação foram realizados ensaios granulométricos no Laboratório de Tecnologia (LABTEC), do Instituto de Tecnologia (IT), da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ).

Após o procedimento de secagem, o material foi fracionado e moído em moinho tipo Willey com peneira classificadora de 2mm, sendo todo o material enviado ao Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes no Instituto de Tecnologia (IT). Posteriormente foi minimamente classificado no Laboratórios de Tecnologia (LABTEC), deste mesmo Instituto, sendo o material fino (abaixo de 1mm) destinados a outras pesquisas no IT. Esse material foi agitado constantemente por 15 minutos, usando uma série de peneiras Bertel com aberturas de malhas de 4,75mm, 1,00 mm, 0,850mm, 0,600mm, 0,300 mm e 0,180mm. As

peneiras foram dispostas em sequência vertical ascendente, com a de fundo isenta de aberturas e a precedente apresentando malha com abertura menor que a sucessora. A última foi coberta com uma tampa, sendo todo o material entre 1mm e 4,75 mm utilizado em nossa pesquisa.



Figura 05 – Sistema de peneiras para classificação do material moído (Fonte: Autor).

O produto obtido foi uma mistura de *Lithothamnium* particulado na faixa granulométrica de 1,00 a 4,75 mm, e está apresentado na **Figura 06**.



Figura 06 – Característica do material moído e classificado na faixa granulométrica de 1,00 a 4,75 mm. (Fonte: Autor).

3.3 Montagem do Protótipo dos Filtros

Para o experimento foram montados três filtros com alturas de leitos diferentes, e mesmo diâmetro. Foram utilizados materiais novos em PVC, bem como materiais alternativos reutilizados para a construção e montagem do sistema de filtração.

- ✓ Corpo do filtro em tubo de PVC marrom de 110mm de diâmetro, com leito em três alturas distintas, 30cm, 40cm e 50cm;
- ✓ Batentes de retenção do Leito do filtro em placa branca de material de PEAD;
- ✓ Filtro em poliéster para a retenção de sólidos particulados;



Figura 07 – Montagem do filtro com *Lithothamnium Calcareum*.

3.3.1 Montagem do sistema de filtração no campo

Foi escolhida a ETE do shopping BAYSIDE, localizado na Avenida das Américas, 3120 - Barra da Tijuca, Rio de Janeiro.

Situado na Região Hidrográfica da Baía de Guanabara – PDRH-BG, na sub-região hidrográfica está inserida nos bairros de Jacarepaguá, Barra da Tijuca e Grumari, na cidade do Rio de Janeiro. A Baixada de Jacarepaguá é um ambiente costeiro formada por uma planície litorânea situada na zona oeste da cidade do Rio de Janeiro. A Sub-região hidrográfica é limitada pelas encostas atlânticas do Maciço da Pedra Branca, a oeste, pelo Maciço da Tijuca, a leste, pelas Lagoas de Marapendi, Lagoinhas (ou Taxas), Jacarepaguá, Camorim e Tijuca, ao sul, e pela Serra do Valqueire, ao norte. A linha limite ao sul é a linha costeira que segue do Canal da Visconde de Albuquerque até a Ponta de Grumari. Estas lagoas formaram-se após um processo de assoreamento marítimo que resultou na restinga onde se situa a Região da Barra da Tijuca.



Figura 08 – Imagem com a localização da ETE do Shopping BAYSIDE na Barra da Tijuca, Rio de Janeiro - RJ. (Fonte: Google Earth)

Trata-se de uma Estação de Tratamento de Esgotos biológica por lodo ativado do tipo RSB, reator sequencial por bateladas. Dimensionada para uma vazão de projeto de 63,0m³/dia e uma carga orgânica de 25,20 kg/dia DBO.

O processo em Batelada consiste de um reator onde ocorrem todas as etapas do tratamento. Isto é possível através do estabelecimento de ciclos de operação com durações definidas. A massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando dessa forma a necessidade de decantadores individuais. Os ciclos normais de tratamento são:

- ✓ Enchimento: entrada de esgoto bruto no reator;
- ✓ Reação: aeração/mistura da massa líquida contida no reator;
- ✓ Sedimentação: separação dos sólidos em suspensão do esgoto tratado
- ✓ Esvaziamento: retirada do esgoto do reator
- ✓ Repouso: ajuste de ciclos e remoção do lodo excedente

A duração de cada ciclo pode ser alterada em função das variações da vazão, das necessidades do tratamento e das características do esgoto e da biomassa (lodo) no sistema.

O descarte do excesso de lodo geralmente ocorre durante o último ciclo (repouso), mas como este ciclo é opcional, já que a sua finalidade é a de permitir o ajuste entre os ciclos de operação do reator, o descarte pode se dar em outras fases do processo. A quantidade e a frequência de descarte do lodo são estabelecidas em função dos requisitos de performance.

Em função da característica de descarte deste sistema, foi realizada uma adaptação na alimentação do conjunto de filtros implantados, para que o mesmo tivesse uma operação contínua a partir da coleta do efluente tratado.

Esta ETE opera com sistema de descarte de efluente tratado por elevatória devido a cota de saída da válvula estar afogada em relação ao local de lançamento. Desta forma fez-se necessário também uma adaptação para o controle de vazão de entrada em nosso experimento. Na **Figura 09**, mostra o sistema implantado de forma a minimizar tanto o efeito das bombas, quanto ao descarte intermitente inerente ao sistema em bateladas.

Foram adaptadas bombonas com registros para servirem de controladores de vazão, o fluxo em excesso é extravasado para tanques de acumulo, que ficam em circuito fechado com a própria elevatória, desta forma o sistema de filtração é alimentado de forma contínua e com a fluxo controlado.

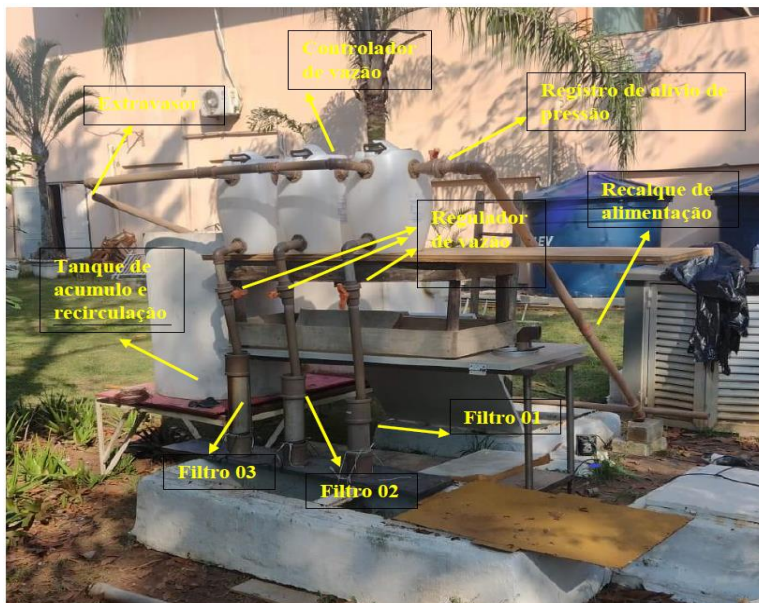


Figura 09 – Esquema de montagem dos filtros no campo – ETE BAYSIDE. (Fonte: Autor)

3.4 Experimento de Campo

Nesta etapa do experimento, foram determinadas premissas iniciais de partida e partir delas ajustadas questões operacionais para a realidade do sistema real no campo.

3.4.1 Determinação da vazão de partida

Em razão de testes realizados em laboratório para escala de bancada, determinou-se o cálculo da vazão de partida para operação do sistema. Para os testes realizados em três filtros na escala de bancada e filtros pilotos, estabelecemos uma relação da massa da coluna intermediária de cada um dos sistemas com a sua respectiva vazão de trabalho.

Desta forma determinamos a vazão para partida dos filtros em relação a massa do Filtro 2 (Q_p), sendo adotada 1/4 da vazão de bancada para aplicação no protótipo, para aumento do tempo de esgotamento da coluna em campo.

Tendo em vista tratar-se de uma situação real, suscetível as variações de campo. Adotamos o procedimento de medição da vazão instantânea a cada momento de coleta das amostras, que serão representadas nos intervalos de tempo entre T_1 e T_{24} .

Foi aferido um volume conhecido com capacidade de 4,9 litros e em cada momento de tempo T_i , foi registrado em vídeos o tempo de enchimento deste recipiente. Desta forma foi construída a curva de vazão para cada Filtro. Ressalta-se que na entrada de cada filtro, era dotado de registro onde foi possível realizar pequenos ajustes no decorrer do trabalho. As maiores variações e correções foram realizadas nos intervalos de tempo entre T_{18} e

T₂₄, neste momento verificou-se que a perda de carga devido a particulados na entrada do filtro tinha ocasionado esta perturbação.



Figura 10 – Medição de vazão do sistema de filtros no campo – ETE BAYSIDE. (Fonte: Autor)

3.4.2 Determinação da densidade aparente do leito filtrante

De uma forma simplória, podemos definir que é a relação entre a massa de uma amostra e o volume ocupado pelas suas partículas sólidas. Para a definição da densidade aparente no experimento, foram pesadas as massas dos três leitos fixos de granulados bioclásticos, conforme apresentado na **tabela 01**. Com o volume útil (Leito filtrante) conhecido dos filtros, pode-se chegar ao cálculo da densidade aparente do leito para cada altura de filtro.

3.4.3 Determinação da porosidade dos filtros de *Lithothamnium* em leito fixo

A Porosidade (ϵ) é uma das propriedades mais importantes e mede a fração de vazios do leito. Quanto mais a partícula se afasta da forma esférica, ou seja, menor a sua esfericidade (ϕ), maior a porosidade (ϵ) do leito.

Para a definição da porosidade dos filtros, foram pesadas as massas dos três leitos fixos de granulados bioclásticos secos. Posteriormente foi pesada a massa dos três leitos fixos úmidos, podendo obter o valor da massa de efluente ocupada no filtro. Desta forma foi determinada a porosidade dos três filtros utilizados no experimento.

3.4.4 Determinação da velocidade intersticial no leito

Um leito fixo ou leito empacotado é uma estrutura formada por partículas sólidas fixas, colocadas no interior de um vaso ou recipiente (coluna), por meio do qual um fluido escoar. A velocidade intersticial é uma medida da velocidade com que o fluido (efluente tratado) deriva através do leito fixo dos filtros em uma determinada direção. Desta forma determinamos o valor da velocidade intersticial em cada um dos filtros estudados.

3.4.5 Procedimentos de amostragem

Em função das premissas de partida adotadas, foi estabelecido uma rotina de coleta de amostras na saída do filtro para avaliar a eficiência na remoção de fósforo presente no efluente tratado no sistema de lodo ativados por bateladas sequenciais.

A amostragem foi realizada ao longo do tempo, sendo 24 momentos distintos onde foram coletadas as amostras de entrada e saída. O experimento foi conduzido por quatro dias consecutivos, com medição de uma amostra de entrada única e três de saídas, sendo uma para cada filtro a cada horário previamente determinado, e demonstrado na **tabela 01**.

Tabela 01 – Organização experimental da rotina de coleta de amostras. (Fonte: Autor)

Data da coleta	Medição Diária	Hora da coleta das amostras (h)
15/08/2022	T1	9:15
15/08/2022	T2	10:15
15/08/2022	T3	11:15
15/08/2022	T4	12:15
15/08/2022	T5	13:15
15/08/2022	T6	14:15
15/08/2022	T7	15:15
15/08/2022	T8	16:15
16/08/2022	T9	9:00
16/08/2022	T10	10:00
16/08/2022	T11	11:00
16/08/2022	T12	12:00
16/08/2022	T13	13:00
16/08/2022	T14	14:00
17/08/2022	T15	9:00
17/08/2022	T16	10:00
17/08/2022	T17	11:00
17/08/2022	T18	12:00

17/08/2022	T19	13:00
17/08/2022	T20	14:00
18/08/2022	T21	9:00
18/08/2022	T22	10:30
18/08/2022	T23	12:00
18/08/2022	T24	13:30

3.4.6 Procedimentos analíticos para determinação da concentração de fósforo total

Para a obtenção dos resultados de concentração de entrada e saída, visando o monitoramento do desempenho do filtro em relação a redução e eficiência efetiva do sistema, faremos a leitura do fósforo total e este procedimento será realizado pelo método colorimétrico.

Valores de absorvância são obtidos experimentalmente por meio de medidas de intensidade transmitida de fótons (I_t). Essas medidas são feitas em equipamentos denominados espectrofotômetros de absorção molecular. Esses aparelhos, por sua vez, possuem uma lâmpada que emite luz composta por diferentes comprimentos de onda e um monocromador que permite a passagem de apenas um comprimento de onda. Esse comprimento de onda é estabelecido por meio do estudo do espectro de absorção e corresponde àquele que possibilita o maior valor de absorvância. Para a quantificação de fósforo, por exemplo, emprega-se o comprimento de onda de 640 nm; já para a quantificação do ânion nitrato o comprimento de onda empregado é o de 410 nm.

Após passar pelo monocromador, a radiação incide com intensidade I_0 em uma cubeta que contém a solução a ser analisada e a atravessa sendo parcialmente absorvida. A radiação remanescente atinge o detector de fótons que os quantifica dando assim origem ao valor I_t . Tendo em vista que o valor de I_0 é fixo, o valor de I_t é finalmente convertido pelo próprio aparelho em valor de absorvância (A).

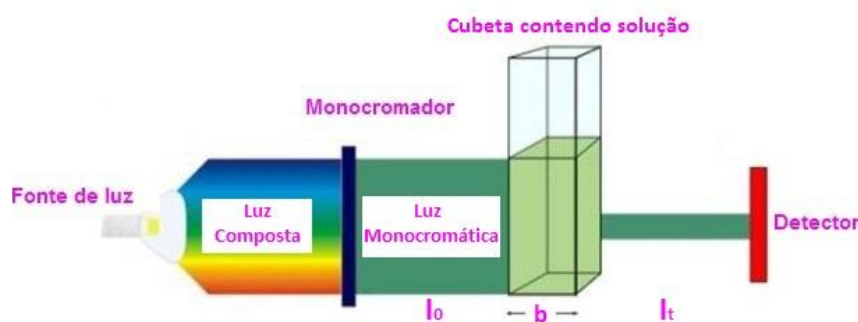


Figura 11 – Esquema de funcionamento do espectrofotômetro de absorção molecular. (Fonte: <https://edisciplinas.usp.br>)

Este método envolve a elaboração de uma curva de calibração e posteriormente a análise das amostras, logo a primeira etapa de uma análise espectrofotométrica consiste em se obter a equação da reta, que relaciona os valores de absorbância aos respectivos valores de concentração do elemento a ser analisado, procedimento que recebe o nome de calibração.

A calibração do espectrofotômetro é realizada por meio do preparo de soluções cujas concentrações do elemento a ser analisado são exatamente conhecidas e da determinação de seus valores de absorbância. Em seguida, elabora-se um diagrama de dispersão que deverá indicar uma relação linear entre os valores de concentração e seus respectivos valores de absorbância.

Para a realização das análises deste trabalho, foi utilizado um espectrofotômetro. Marca: HACH. Modelo: DR3900, conforme apresentado na **Figura 12**.



Figura 12 – Espectrofotômetro da marca HACH e modelo DR3900. (Fonte: [Espectrofotômetro visível - DR3900 - HACH LANGE Europe - compacto \(medicaexpo.com\)](https://www.medicaexpo.com/pt-br/Espectrofotometro-visivel-DR3900-HACH-LANGE-Europe-compacto))

3.4.7 Metodologia para cálculo da eficiência de remoção de fósforo total

Foi utilizado o método de análise para verificar a eficiência de remoção do processo de tratamento nos filtros visando a redução do parâmetro P_{total} , e foi calculado de acordo com a Equação:

Eficiência (%) – Eficiência de remoção de Fósforo total no sistema de filtração.

ConcP_{total} entrada – Concentração de Fósforo total medido na entrada do filtro.

ConcP_{total} saída – Concentração de Fósforo total medido na saída do filtro

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{\text{ConcP}_{\text{total}} \text{ entrada} - \text{ConcP}_{\text{total}} \text{ saída}}{\text{ConcP}_{\text{total}} \text{ entrada}} \times 100$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados encontrados, são abordadas questões relevantes a execução do projeto, como as variações de vazões e concentrações de entrada do efluente, a obtenção e separação do granulado bioclástico na faixa granulométrica de uso, obtenção das curvas de calibração para realizar os métodos colorimétricos de determinação da concentração do fósforo, os resultados de eficiência em cada etapa dos processos de tratamento e por fim, um estudo comparativo da eficiência entre as capacidades de cada leito filtrante.

4.4 Secagem do *Lithothamnium calcareum*

Durante a etapa de preparação do Granulado Bioclástico para a preparação do leito filtrante, foi determinada a necessidade de secagem da matéria prima, tendo em vista que a umidade contida nela tornava o processo de moagem bastante ineficiente. Desta forma fez-se necessário procedimento de secagem do material o que facilitou e agilizou bastante o processo de moagem do material.

Tabela 02 – Percentual de umidade

	Peso das Bandejas (g)	Peso total (g)	Peso do material úmido (g)	Peso do material Seco (g)	Percentual de perda umidade (%)
Bandeja 01	617,52	4318,63	3701,11	3452,30	0,93
Bandeja 02	678,50	5407,05	4728,55	4521,37	0,96
Bandeja 03	885,20	6009,45	5124,25	4825,33	0,94
Bandeja 04	732,40	5942,13	5209,73	4988,22	0,96
Bandeja 05	625,40	5470,47	4845,07	4581,56	0,95
					0,947

Após este procedimento foi determinado um percentual de umidade média retirada do material em torno de 5% em relação a matéria bruta.

4.5 Dimensionamento do Protótipo

Para o experimento foram montados três filtros com alturas de leitos diferentes, e mesmo diâmetro. Foram utilizados materiais novos e reciclados em PVC e plástico. O Corpo do filtro em tubo de PVC marrom de 110mm de diâmetro, com leito em três alturas distintas, 30cm, 40cm e 50cm. Com estas informações foram determinadas as seguintes dimensões:

Tabela 03 – Dimensões dos filtros

	Altura dos filtros (cm)	Volume do Filtro (m3)	Área da seção transversal (mm2)
Filtro 01	30,0	0,002851	0,95
Filtro 02	40,0	0,003801	0,95
Filtro 03	50,0	0,004752	0,95

5.4.8 Determinação da vazão de partida

Testes realizados em escala de bancada, determinou o cálculo da vazão de partida para operação do sistema, sendo realizados em três filtros com alturas distintas. Para a determinação da vazão nos filtros pilotos, estabelecemos uma relação da massa da coluna intermediária de bancada e a coluna intermediária piloto, cada um dos sistemas com a sua respectiva vazão de trabalho.

- ✓ Filtro 1 – Filtro de Menor Altura
- ✓ Filtro 2 – Filtro de Altura Intermediária
- ✓ Filtro 3 – Filtro de Maior Altura

Para a determinação da vazão (Q_p) para partida dos filtros, foi escolhido o Filtro 2 (Filtro de Altura Intermediária), sendo adotada 1/4 da vazão de bancada para aplicação no protótipo, para aumento do tempo de esgotamento da coluna em campo.

- ✓ Massa da Coluna intermediária de Bancada – $M_{cbi} = 24g$
- ✓ Massa da Coluna intermediária Piloto (Filtro 2) – $M_{cpi} = 3942,0g$
- ✓ Vazão de bancada para o filtro de leito com altura intermediária, com esgotamento da coluna em 120 minutos - $Q_{bi} = 46,3ml/min$

$$Q_p = \frac{3942 \times Q_{bi}}{M_{cbi}} \quad Q_p = \frac{3942 \times 46,3}{24} = 7.604,8 \text{ ml/min} = 7,6048 \text{ l/min} = 0,1267l/s$$

$$Q_p = \frac{7,6048l/min}{4} = 1,9012l/min$$

Foi adotado o procedimento de medição da vazão instantânea a cada momento de coleta das amostras, que serão representadas nos intervalos de tempo entre T_1 e T_{24} .

Tabela 04 – Registro da medição de vazão em tempo real no instante da coleta de amostras para análise de fósforo.
(Fonte: Autor)

Data	Medição	Hora (h)	Tempo Filtro1 (s)	Tempo Filtro2 (s)	Tempo Filtro3 (s)	Vazão F1 (L/min)	Vazão F2 (L/min)	Vazão F3 (L/min)
15/08/2022	T1	09:15	158	159	156	1,86	1,85	1,88
15/08/2022	T2	10:15	154	160	151	1,91	1,84	1,95
15/08/2022	T3	11:15	151	158	148	1,95	1,86	1,99
15/08/2022	T4	12:15	159	153	157	1,85	1,92	1,87
15/08/2022	T5	13:15	150	156	150	1,96	1,88	1,96
15/08/2022	T6	14:15	144	159	151	2,04	1,85	1,95
15/08/2022	T7	15:15	156	155	162	1,88	1,90	1,81
15/08/2022	T8	16:15	151	157	151	1,95	1,87	1,95
16/08/2022	T9	09:00	156	155	153	1,88	1,90	1,92
16/08/2022	T10	10:00	155	152	154	1,90	1,93	1,91
16/08/2022	T11	11:00	152	158	153	1,93	1,86	1,92
16/08/2022	T12	12:00	149	158	158	1,97	1,86	1,86
16/08/2022	T13	13:00	144	159	154	2,04	1,85	1,91
16/08/2022	T14	14:00	159	158	149	1,85	1,86	1,97
17/08/2022	T15	09:00	155	150	165	1,90	1,96	1,78
17/08/2022	T16	10:00	161	143	151	1,83	2,06	1,95
17/08/2022	T17	11:00	163	146	156	1,80	2,01	1,88
17/08/2022	T18	12:00	157	151	152	1,87	1,95	1,93
17/08/2022	T19	13:00	159	155	151	1,85	1,90	1,95
17/08/2022	T20	14:00	154	157	155	1,91	1,87	1,90
18/08/2022	T21	09:00	148	152	152	1,99	1,93	1,93
18/08/2022	T22	10:30	149	163	153	1,97	1,80	1,92
18/08/2022	T23	12:00	160	155	158	1,84	1,90	1,86
18/08/2022	T24	13:30	158	157	151	1,86	1,87	1,95
Vazão média						1,91	1,90	1,91

5.4.9 Densidade aparente do leito filtrante

Para colunas de leito fixo a densidade aparente é a densidade do leito poroso, ou seja, a massa por unidade de volume do sólido particulado desconsiderando o fluido na coluna empacotada. A determinação da densidade aparente foi dada pela inserção do granulado no corpo útil do filtro (coluna de empacotamento do leito) com volume conhecido, de modo que a quantidade de amostra que excede os limites do recipiente possa ser removida com uma régua.

Tabela 05 – Registro da massa do meio filtrante, cálculo do volume de leito no filtro e da densidade aparente. (Fonte: Autor)

	Massa de Granulado (kg)	Volume do Filtro (m ³)	Densidade Aparente (kg/m ³)	Densidade Aparente (g/cm ³)
Filtro 01	2,986	0,002851	1047,35	1,047
Filtro 02	3,942	0,003801	1037,10	1,037
Filtro 03	4,834	0,004752	1017,26	1,017

5.4.10 Porosidade dos filtros de *Lithothamnium calcareum* em leito fixo

Em nosso experimento, a definição de porosidade pode ser dada pela porcentagem da relação entre o volume dos poros da coluna filtrante e do seu volume total. Através desta propriedade física que define se o material é capaz ou não de absorver / adsorver líquidos e deixar que os mesmos percolem pelo seu leito. O resultado da porosidade geralmente é dado em porcentagem ou fração, variando conforme a densidade do leito e como ele é formado.

Na **tabela 06**, apresentamos os dados calculados para a porosidade dos filtros utilizados em nosso experimento.

Tabela 06 – Registro da massa do meio filtrante com e sem umidade, cálculo da porosidade dos filtros. (Fonte: Autor)

	Massa de Granulado seco (kg)	Volume do Filtro (m ³)	Massa de Granulado úmido (kg)	Porosidade (€)
Filtro 01	2,986	0,002851	4,484	0,502
Filtro 02	3,942	0,003801	6,040	0,532
Filtro 03	4,834	0,004752	7,618	0,576

5.4.11 Velocidade intersticial no leito do filtro de *Lithothamnium calcareum*

Para a determinação da velocidade intersticial de escoamento do efluente sobre o Leito dos filtros 01, 02 e 03, utilizamos a vazão média aferida no campo e as características construtivas de nossos protótipos de filtro. Para tal utilizamos as dimensões e propriedades físicas tanto do corpo do filtro, como da coluna de filtração e descritas na **tabela 07**.

Tabela 07 – Registro da velocidade intersticial no leito do filtro, cálculo a partir da porosidade determinada dos filtros. (Fonte: Autor)

	Vazão média (m ³ /min)	Área da seção do leito (m ²)	Velocidade superficial do fluido Vo (m/min)	Porosidade (€)	Velocidade intersticial do fluido Vi (m/min)
Filtro 01	0,00191	0,0095	0,201	0,502	0,401
Filtro 02	0,00189	0,0095	0,199	0,532	0,374
Filtro 03	0,00191	0,0095	0,201	0,576	0,349

5.4.12 Curva de calibração do Fósforo

Está apresentado a seguir os resultados analíticos para a formulação das soluções para o preparo da curva-padrão para o fósforo, os valores obtidos de leitura de absorbância com solução padrão, os gráficos gerados com as respectivas curvas-padrão de calibração e os resultados dos parâmetros do modelo de ajuste linear. O modelo de ajuste linear dos parâmetros foi determinado de forma a permitir executar os cálculos com dois parâmetros, o coeficiente angular e o coeficiente linear) e também por entregar o valor de $R^2 > 0,95$ superior ao recomendado para procedimentos de curva de calibração. O modelo obtido para o P foi utilizado para determinar as concentrações coletadas nos efluentes pós tratamento nos protótipos dos filtros de nosso experimento. As soluções de fósforo total foram preparadas a partir da solução padrão de concentração conhecida, sendo determinadas nove concentrações diferentes para plotagem da curva.

Foram preparados padrões e após 10 minutos realizada a leitura das absorbâncias a $\lambda = 420\text{nm}$, representadas na **tabela 08**. As leituras de absorbância foram realizadas no espectrofotômetro em triplicata e a partir destes valores obtido a absorbância média, a qual foi utilizada para determinar finalmente a curva de calibração.

Tabela 08 – Dados de absorbância obtidos no espectrômetro para solução padrão de fósforo para a obtenção da curva de calibração para as análises. (Fonte: Autor)

Conc (mg/L)	Abs I (uA)	Abs II (uA)	Abs III (uA)	Abs Média (uA)
0,1	0,013	0,020	0,006	0,013
0,5	0,040	0,039	0,037	0,039
2	0,159	0,156	0,141	0,152
3	0,223	0,229	0,224	0,225
5	0,364	0,363	0,383	0,370
8	0,576	0,582	0,573	0,577
10	0,706	0,698	0,696	0,700
15	1,051	1,065	1,051	1,056
20	1,372	1,365	1,355	1,364

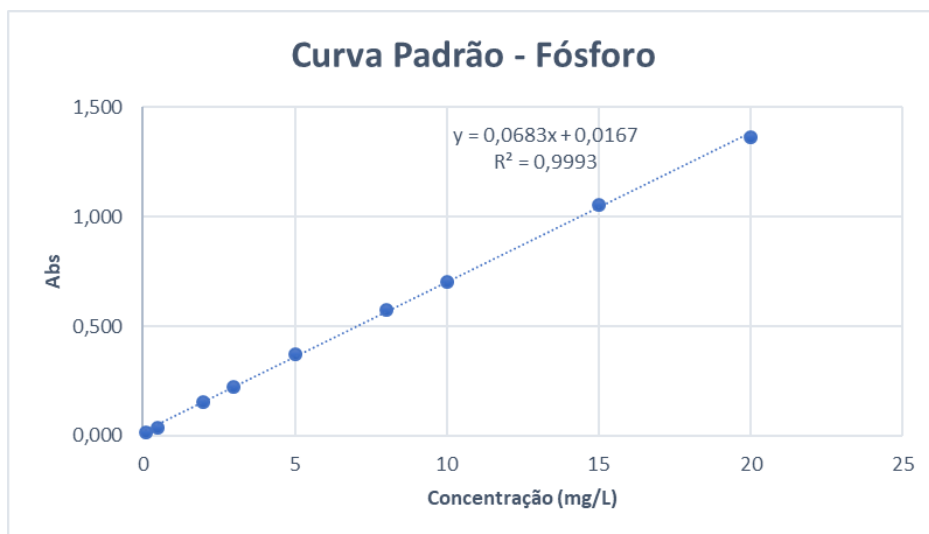


Figura 13 – Curva padrão de calibração do fósforo. (Fonte: Autor)

✓ Dados do modelo linear:

Equação: $y = 0,0683x + 0,0167$, sendo os parâmetros $a = 0,0683$ e $b = 0,0167$

$R^2 = 0,9993$

5.4.13 Concentração de fósforo total ao longo do tempo para três diferentes alturas de leito filtrante

Apresentamos a seguir os resultados para a evolução diária da concentração de fósforo expressa em termos de fósforo total comparando as três alturas de leito filtrantes.

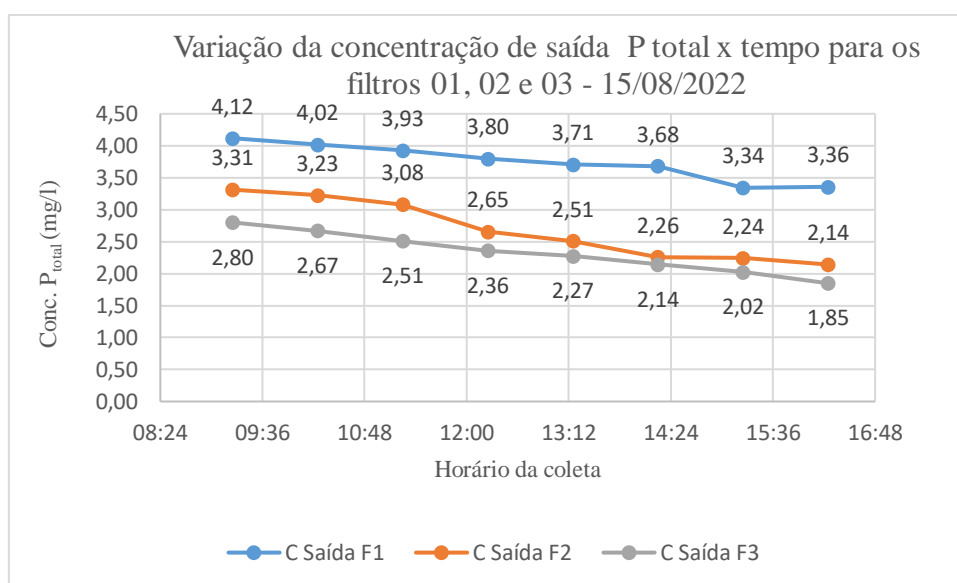


Figura 14 – Variação da concentração de P_{total} ao longo do primeiro dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)

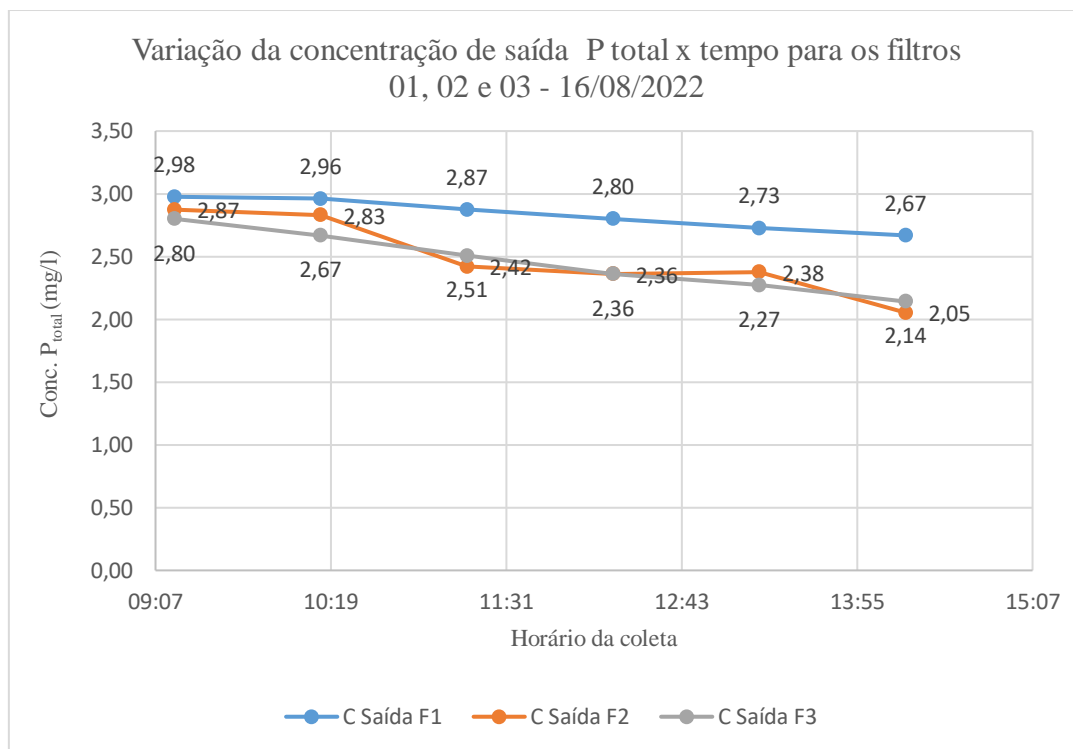


Figura 15 – Variação da concentração de Ptotal ao longo do segundo dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)

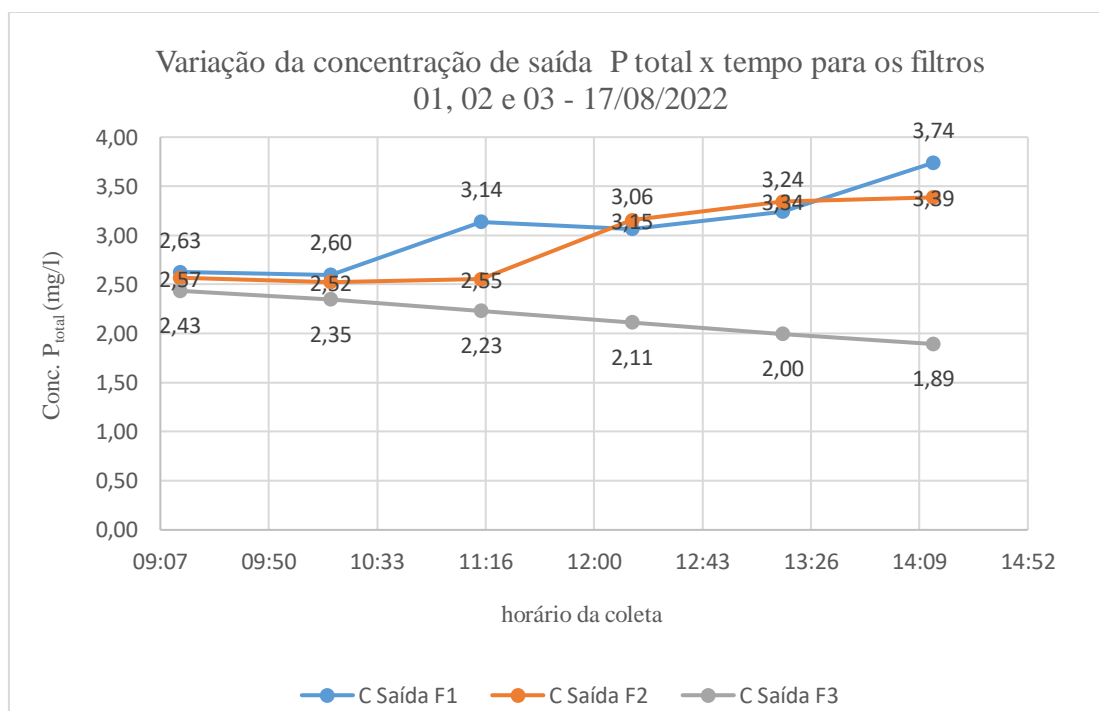


Figura 16 – Variação da concentração de Ptotal ao longo do terceiro dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)

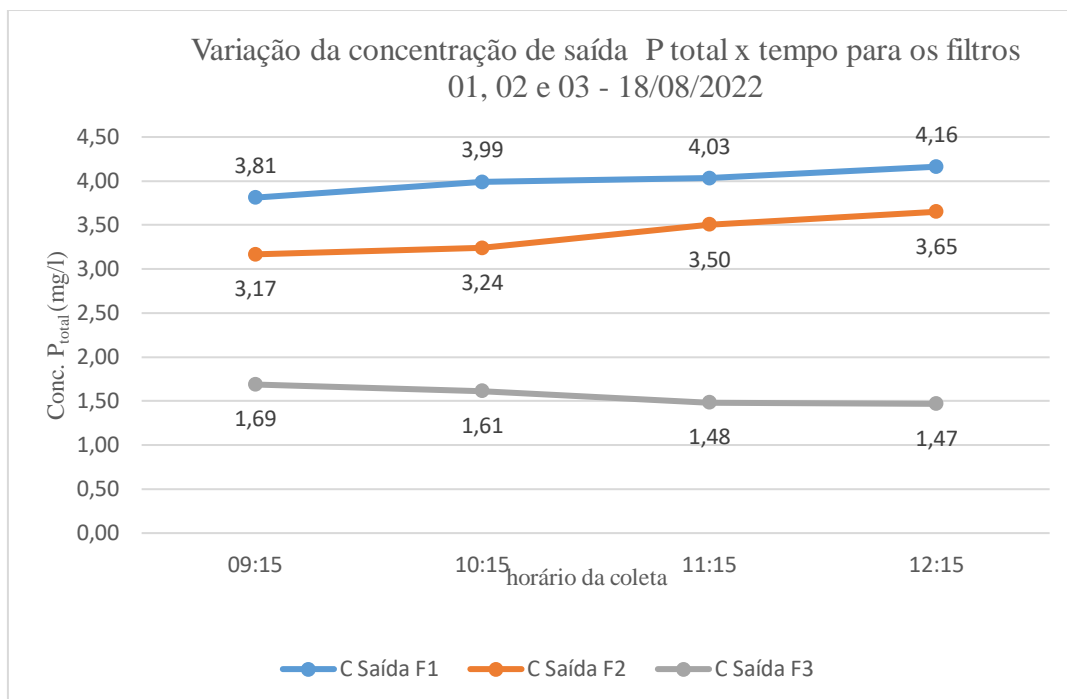


Figura 17 – Variação da concentração de Ptotal ao longo do quarto dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)

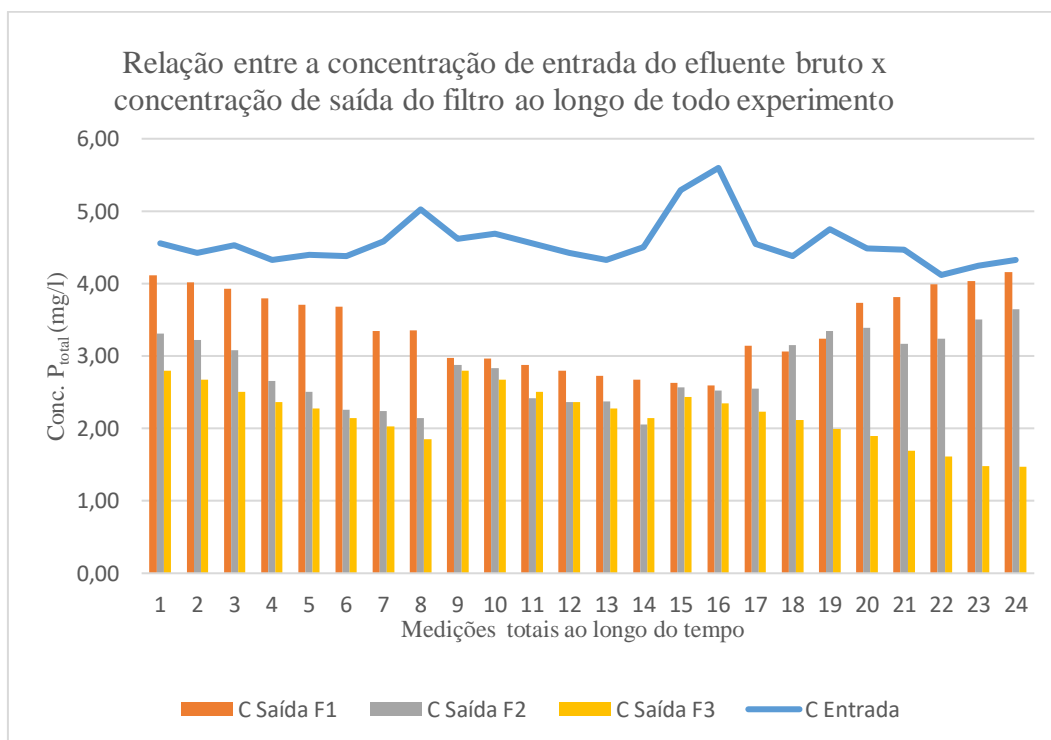


Figura 18 – Relação entre a concentração de entrada (Ptotal) e as concentrações de saída (Ptotal) ao longo do tempo para os três filtros. (Fonte: Autor)

De acordo com os resultados obtidos, é possível observar que todas os três filtros em um momento inicial foram bastante eficientes para a remoção de fósforo total do efluente, como esperado e descrito na literatura e testes de bancada. No dia 01 apresentado na **figura 14**, percebe-se um comportamento linear para a diminuição na concentração de saída, variando os valores absolutos em função superfície específica para os leitos dos filtros de maior tamanho.

Já para o segundo dia, verificando o comportamento apresentado no gráfico da **figura 15**, o modelo indica uma tendência de mudança na diminuição da queda da concentração de saída para o filtro F1 (30cm) de altura de leito. Desta maneira pode-se observar que este leito começa a saturar e aproximando-se da sua curva de ruptura para adsorção do fósforo. Já para os filtros F2 (40cm) e F3 (50cm) de altura de leito, os valores de concentração de saída continuam bem aproximados, indicando ainda alta eficiência na remoção do P, medidos em termos de P_{total} . Sendo seus valores respectivamente para os filtros F2 e F3 de $2,05 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ e $2,14 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$.

No terceiro dia do experimento, o comportamento do filtro F2 muda ao longo do dia, na **figura 16**, verifica-se que as 11:00h do dia 17/08/2022, este começa a acompanhar a tendência do filtro F1, aumentando a concentração de saída após o efluente passar pelo filtro, indicando também um início de esgotamento da coluna em termos de capacidade de adsorção e seguindo de forma rápida o comportamento do filtro F1. Para o Filtro F3, ainda temos um declínio dos valores de concentração de saída, mantendo ainda sua capacidade de tratamento, com sua concentração de saída na última medição do dia em $1,89 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$.

Para o último dia do experimento, o mesmo comportamento ainda se mantém, destacando que para o filtro F3 ainda temos queda no valor da concentração ($1,89 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$), indicando que o experimento poderia ainda ser conduzido por mais um intervalo de tempo, desta forma também caminhando para seu esgotamento. Destaca-se que as coletas foram encerradas na metade do dia por questões de logística para viabilização dos procedimentos analíticos.

A **figura 18**, mostra a relação entre a concentração de entrada do efluente nos filtros comparada a concentração de saída em cada um dos três equipamentos ao longo do tempo, ficando mais evidente que para os filtros F1 e F2 a partir do terceiro dia ambos começam rapidamente a aproximar as concentrações de entrada e saída, corroborando para eminência de esgotamento do leito. Já para o filtro F3 para sua concentração de saída, ainda verificamos um distanciamento crescente em relação aos valores de P_{total} de entrada, indicando ainda eficiência na remoção.

5.4.14 Eficiência na remoção de fósforo total ao longo do tempo para três diferentes alturas de leito filtrante

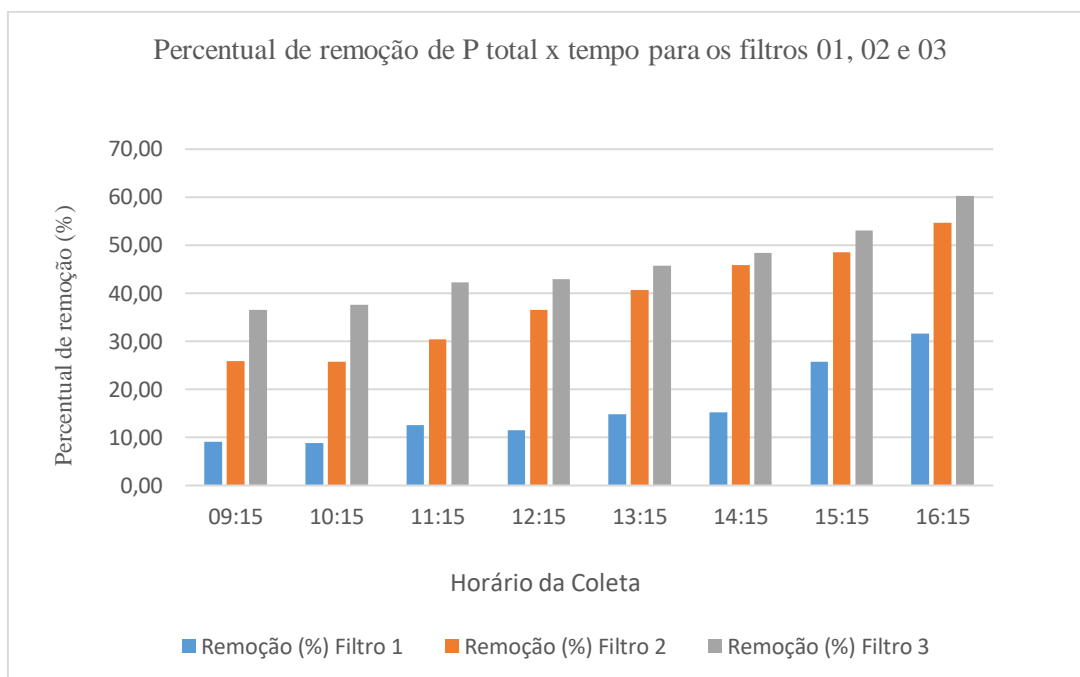


Figura 19 – Variação da eficiência de remoção de P_{total} ao longo do primeiro dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)

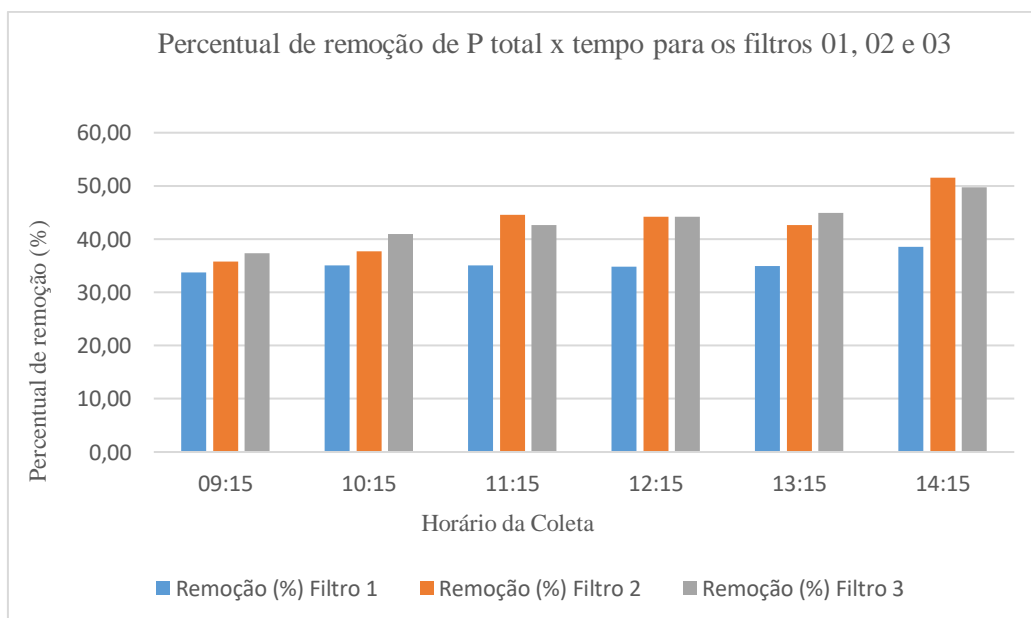


Figura 20 – Variação da eficiência de remoção de P_{total} ao longo do segundo dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)

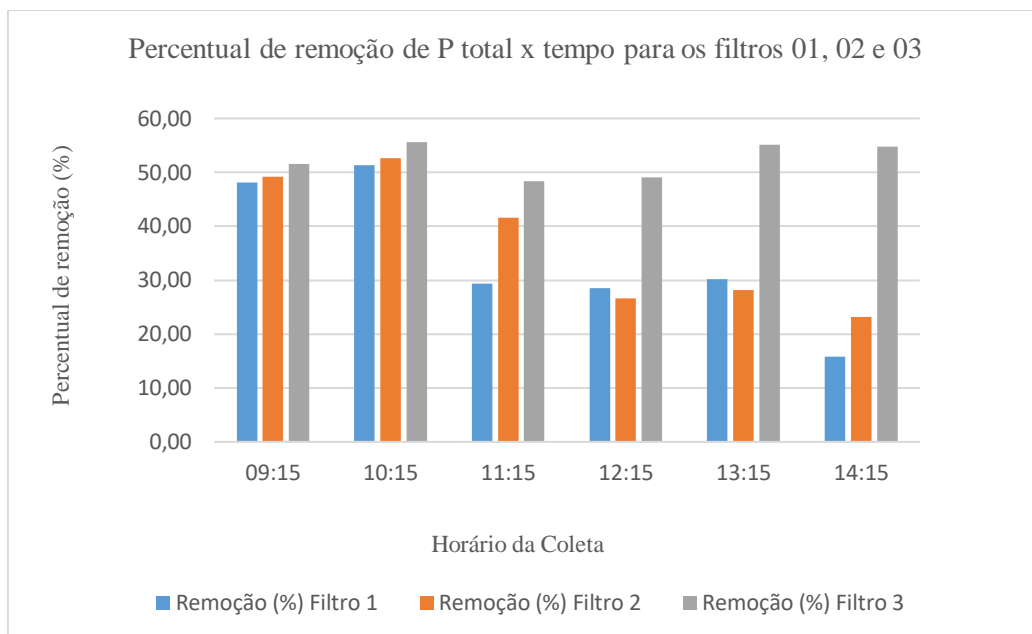


Figura 21 – Variação da eficiência de remoção de Ptotal ao longo do terceiro dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)

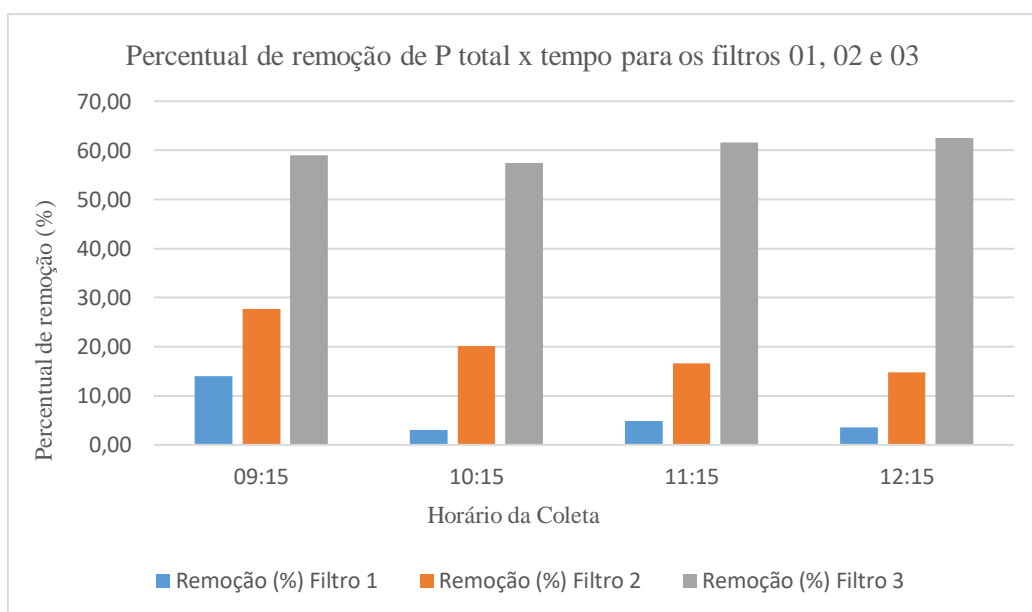


Figura 22 – Variação da eficiência de remoção de Ptotal ao longo do quarto dia de experimento para os três filtros. (Fonte: Autor)

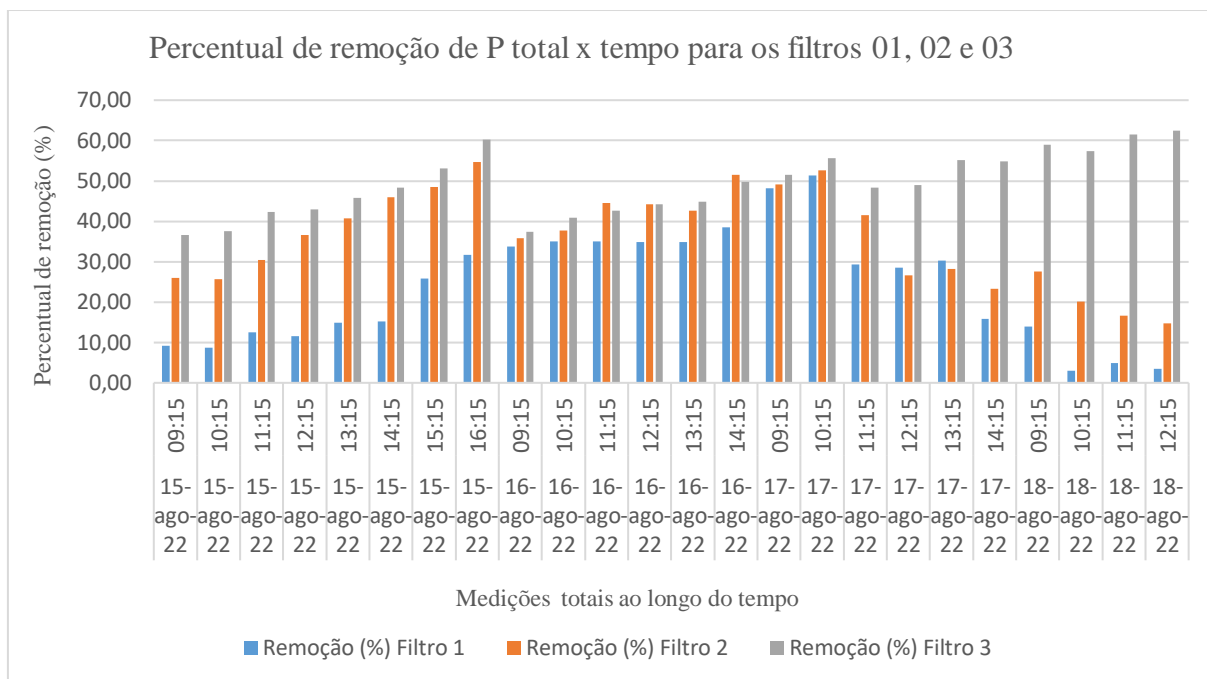


Figura 23 – Relação entre a eficiência de remoção (P_{total}) ao longo do tempo para os três filtros. (Fonte: Autor)

Comparando o desempenho dos filtros F1, F2 e F3 em termos de eficiência foi verificado, como demonstrado na **figura 23**, que os filtros inicialmente foram muito eficientes, principalmente nas primeiras medições do experimento. Podendo ser explicado pelo fato de todos estarem com suas superfícies livres facilitando o contato e o processo de adsorção.

Para os Filtros F1 e F2 a partir do terceiro dia, ambos apresentaram decréscimo de eficiência significativo, representando esgotamento da coluna de leito fixo do filtro.

Para o Filtro F3 verificou-se que o mesmo poderia ser operado por mais um período, como a logística para amostragem, transporte das amostras e análise era complexa, optou-se por conduzir o experimento por quatro dias em uma mesma semana. Ficando o último dia para as análises laboratoriais.

O filtro F1 apresentou eficiência máxima de remoção de 51,38%, o filtro F2 eficiência máxima de 54,72% e o F3 de 62,50%.

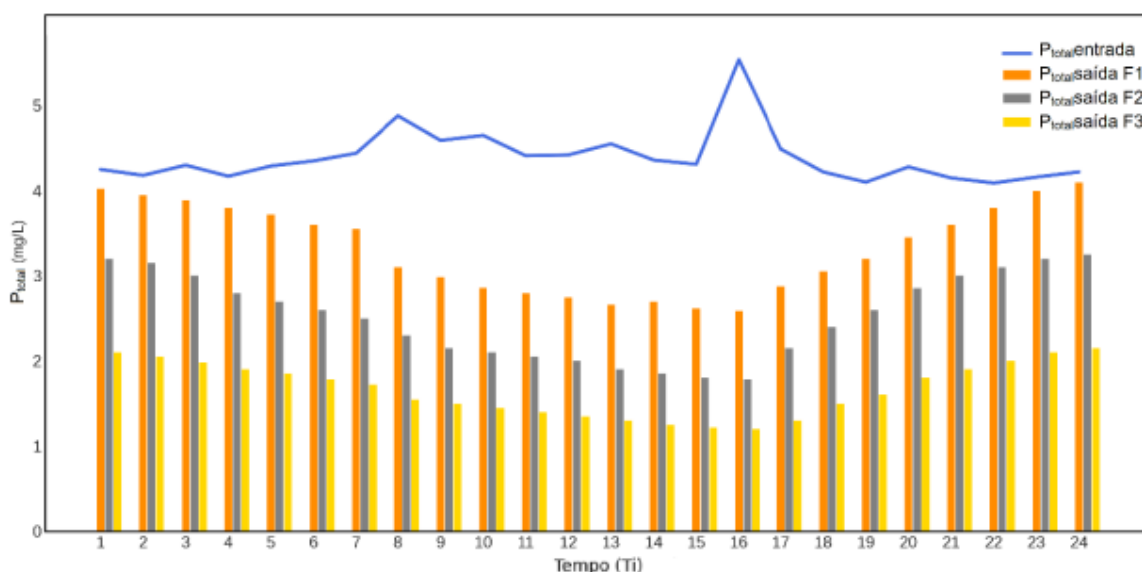


Figura 24 - Desempenho comparativo dos filtros F1, F2 e F3 na remoção de fósforo total (P_{total}) ao longo do tempo experimental (T_i) entre T1 a T24.

A Figura 24 ilustra a variação da concentração de P_{total} na entrada do sistema e as concentrações observadas na saída de três diferentes filtros (F1, F2 e F3) ao longo de 24 medições consecutivas (Tempo T1 a T24). A concentração do afluente (P_{total} entrada) foi mantida relativamente constante, variando entre 4,2 e 5,6 mg/L, fornecendo uma linha de base estável para avaliação comparativa da eficiência dos filtros.

Esse desempenho pode estar relacionado a fatores como granulometria, tempo de contato, taxa de filtração e disposição do leito, que influenciam diretamente a exposição e a acessibilidade dos sítios ativos presentes no material. A tendência de aumento na concentração de P_{total} na saída dos filtros F1 e F2 a partir de T16 sugere possível esgotamento da capacidade adsorptiva ou saturação dos materiais filtrantes nesses sistemas. O filtro F2 apresentou desempenho intermediário, com remoção até cerca da metade do experimento, seguido por um aumento gradual das concentrações de saída, sugerindo início de saturação dos sítios adsorptivos. O filtro F1 apresentou a menor eficiência de remoção, com valores mais próximos à concentração de entrada, o que indica limitação na capacidade adsorptiva do material utilizado.

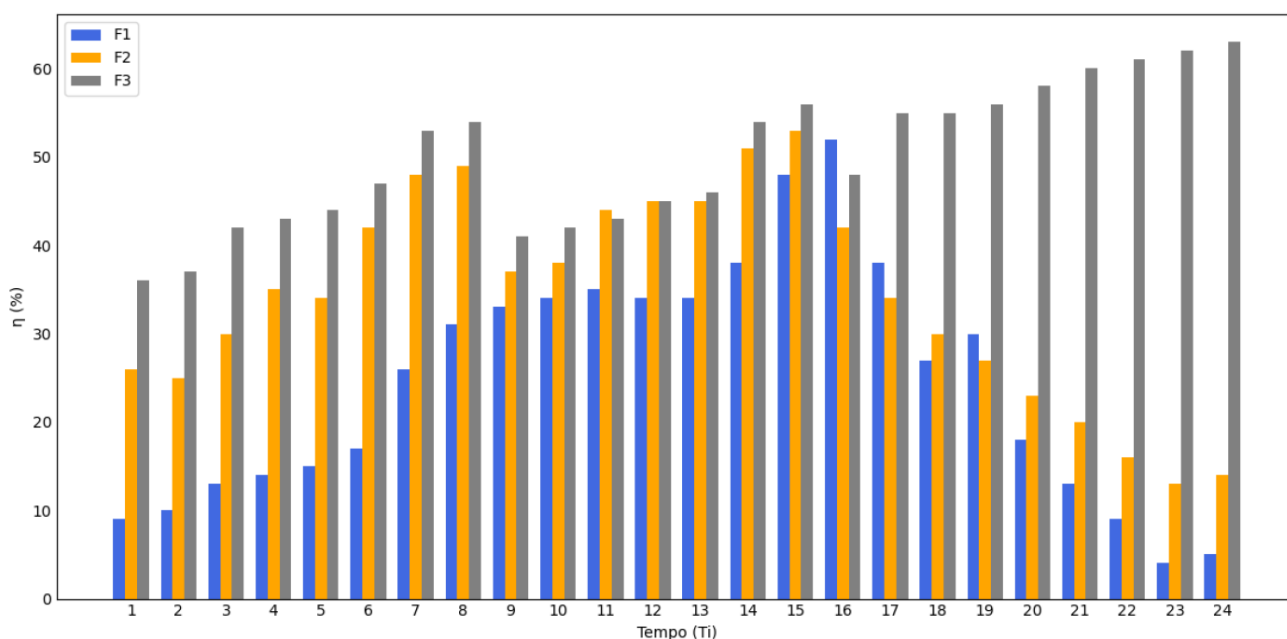


Figura 25 - Eficiência (η) comparativa dos Filtros F1, F2 e F3 na remoção de fósforo total (P_{total}) ao longo do tempo experimental (T_i) entre $T1$ a $T24$.

A Figura 25 ilustra a variação da eficiência dos três diferentes filtros (F1, F2 e F3) ao longo de 24 medições consecutivas (Tempo T1 a T24). Os desempenhos e as eficiências observados em F3 evidencia o potencial do leito sob condições otimizadas para maximizar sua capacidade adsorptiva.

O filtro F3 apresentou estabilidade e eficiências superiores aos filtros F1 e F2 ao longo do tempo de operação, alcançando eficiência máxima no tempo T24 de 51.38% em F1, 54.72% em F2 e 62.50% em F3. Os resultados sugerem que, apesar do leito ser o mesmo nos três filtros, as condições operacionais adotadas no F3 favoreceram uma maior eficiência do processo de adsorção, possivelmente devido à maior área específica do leito, que favoreceu o contato entre o fósforo do efluente e a superfície ativa do material. Os resultados indicam que o modelo operacional do filtro F3 possui potencial para aplicações em sistemas de tratamento focados na remoção de fósforo.

A estrutura do leito filtrante exerce papel fundamental na eficiência do sistema, uma vez que sua área superficial específica, porosidade e arranjo físico determinaram o grau de interação entre o efluente e o leito. No filtro F3, a configuração do leito pode ter potencializado o aproveitamento das propriedades do granulado bioclástico, favorecendo tanto a adsorção quanto a formação de precipitados na superfície do material.

5 CONCLUSÃO

Em relação ao desenvolvimento de protótipo em escala piloto de filtro para remoção de fósforo na saída dos sistemas de tratamento secundário de esgoto utilizando leito filtrante de algas *Lithothamnium calcareum*, visando a construção de um modelo operacional com aplicação em uma Estação de tratamento de Esgotos em situação real pode-se concluir como viável a construção de um equipamento comercial, tendo em vista os resultados obtidos em relação a eficiência do sistema piloto.

Vale destacar que alguns entraves operacionais em sistemas reais devem ser ainda melhor estudados, tais como a variação das cargas (concentrações) de entrada deste nutriente (P), as oscilações de vazões para sistemas por gravidade e também bombeado, esta variável com solução mais fácil, tendo em vista as diversas técnicas já consolidadas para sua equalização, e finalmente as perdas de carga aplicadas a estes filtros, principalmente em relação a sólidos suspensos presentes nos efluentes de saídas das ETE's existentes, podendo haver a colmatção rápida da entrada do filtro, prejudicando seu funcionamento.

O desenvolvimento teórico e ensaios para montagem do leito filtrante com *Lithothamnium calcareum* em escala real é possível e pode ser uma técnica de baixo custo para aplicação direta na remoção de fósforo em sistemas de águas residuárias em meio urbano e também rural.

O presente estudo afirmou a viabilidade do uso do granulado bioclástico em leitos filtrantes para remoção de fósforo em escala piloto, com destaque para o filtro F3. Os resultados reforçam o potencial de aplicação desse material no pós-tratamento de esgotos oriundos de sistemas de lodo ativado, oferecendo uma solução de baixo custo, simples e escalável. O reaproveitamento agrícola do meio filtrante saturado aponta para estratégias promissoras de valorização de resíduos e economia circular. Pesquisas futuras podem explorar a aplicação agrônômica do material saturado, o comportamento do fósforo no solo e a adaptação da tecnologia a sistemas descentralizados, ampliando seu impacto ambiental e social.

Como sugestões para desenvolvimento de demais estudos:

- ✓ Desenvolvimento de sistema de retenção de particulados pré-filtro;
- ✓ Desenvolvimento de Sistemas de equalização de vazões precedentes aos filtros;
- ✓ Estudos detalhados em relação a cinética de adsorção em sistemas reais, onde a variação da concentração de fósforo é parte integrante do meio, podendo em alguns casos ter variações bruscas entre períodos;
- ✓ Modelagem de filtros para escalas operacionais e comerciais, com levantamento do tempo de vida útil e o custo-benefício de sua construção
- ✓ Estudos aprofundados do aproveitamento do leito de *Lithothamnium calcareum* esgotado, com alta concentração de fósforo visando seu aproveitamento agrícola.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALI, I.; ASIM, M. & KHAN, T.A. 2012. Low cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 130, p. 170-183, 2012.
- ARTAN, N.; WILDERER, P.; ORHON, D.; MORGENROTH, E.; ÖZGÜR, N. The Mechanism and Design of Sequencing Batch Reactor Systems for Nutrient Removal - the State of the Art. **Water Science and technology**, v. 43, p. 53-60, 2001.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13969/1997. Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: **ABNT**, 1997, p. 21-22.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas/Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: **ANA**, 2017.
- APHA. (2018). American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (23 ed.). **APHA**, AWWA, WPCF.
- BRASIL. **Instrução Normativa IBAMA nº 89, de 2 de Fevereiro de 2006**. Permitir a exploração, a exploração, o transporte e a comercialização, inclusive a revenda, de algas marinhas do litoral brasileiro. 2006.
- BRASIL. Ministério da Economia. Secretaria Especial de Produtividade, Emprego e Competitividade (SEPETEC) e Secretaria de Desenvolvimento da Infraestrutura (SDI). **Apresentação - Saneamento Básico. Agora ou nunca. Publicados em maio de 2019**. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/estudos/estudos-itb/outros-estudos>.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução número 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes complementam e alteram a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA. 2011.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357, de 18 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 da outras providências. 2005.
- BORSOI, Z.; CAMISÃO, M.L.; LANARI, L.; TORRES, S.; GOMES, S. M. (2002). **Tratamento de esgoto: tecnologias acessíveis**.
- CALETTI, Rozileni Piont Kovsky. **Capacidade de sorção do *Lithothamnium* no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2017. 85 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.
- CALETTI, ROZILENI P.K., SILVA, LEONARDO D.B., OLIVEIRA, PAULO. J, NASCENTES, ALEXANDRE L., 2016, “Capacidade de sorção do *Lithothamnium* no tratamento de lixiviado de aterro sanitário” In: **5º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente**, Bento Gonçalves – RS, 2016.

COSTA, Rayra Emanuely da. **Estudo comparativo das tecnologias de biorreator à membrana de leito móvel e biorreator à membrana convencional no tratamento de esgoto sanitário: avaliação do desempenho na remoção de nutrientes e da colmatação das membranas operando os reatores em batelada sequencial**. 2018. 224 p. Dissertação (Doutorado em Engenharia Ambiental). Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.

DABROWSKI, A. 2001. Adsorption - from theory to practice. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 93, p. 135-224, 2001.

DIAS, C.T.M. Granulados bioclásticos: algas calcárias. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 8, p. 307-318, 2000.

EPA – United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Wastewater management fact sheet. Membrane bioreactors**. Setembro. 2007. Disponível em: Acessado em: 07/06/2022.

EUA. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Environment for Development. Eua: **Stationary Office Books**, 2003. 64 p.

FIGUEIREDO, MARCIA A. DE O.; VILLAS-BÔAS ALEXANDRE B.; DIAS, GILBERTO T. DE M.; COUTINHO, RICARDO. **Estado da arte sobre estudos de Rodolitos no Brasil**. Relatório final Cooperação Técnica entre o Instituto Brasileiro de Petróleo, Gás e Biocombustíveis (IBP) e IBAMA. p. 64, Rio de Janeiro – RJ, 2014.

HIGARASHI, M.M.; KUNZ, A. & MATTEI, R.M. Aplicação de adsorção para remover amônia de efluentes suínícolas pré-tratados. **Química Nova**, Vol. 31, No. 5, 1156-1160, 2008.

J. C. OCHOA, J. COLPRIM, B. PALACIOS, E. PAUL AND P. CHATELLIER. Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor. **Water Science & Technology**, v. 46, p. 397-404, 2002.

JORDÃO, Eduardo Pacheco. O Tratamento de Esgoto e a Crise Hídrica no Brasil. Espírito Santos: **Abes Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2015. 15 p.

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. **‘Tratamento de Esgotos Domésticos’**. 4ª Edição. Rio de Janeiro, 2005.

MARONEZE, M. M.; ZEPKA, L. Q.; VIEIRA, J. G.; QUEIROZ, M. I. & LOPES, E. J. 2014. A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente e Água** vol. 9 n. 3. p 445-458 - Jul. / Sep. 2014.

MASSOUD, M. A., TARHINI, A., NARS, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. Elsevier: **Journal of Environmental management**. v. 90, p. 640-659, 2009.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed., Brasil: McGraw Hill, 2016.

MUHAMMAD, A.; AMINE, C.; GEOFFROY, L.; MARC, H.; JEONGHWAN K. Membrane bioreactors for wastewater treatment: A review of mechanical cleaning by scouring agents to control membrane fouling, **In Chemical Engineering Journal**, Volume 307, 2017.

NUCASE – Núcleo Sudeste de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental. **Processos de tratamento de esgotos: guia do profissional em tratamento: nível 1** / Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org). Brasília, 2008. Pag. 72.

PEREIRA, Anne Relvas; SOUZA, Marco Antônio Almeida de. **ANÁLISE COMPARATIVA DAS ALTERNATIVAS PARA TRATAMENTO DE ESGOTOS DE RESIDÊNCIAS UNIFAMILIARES**. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 160-179, 21 jul. 2020. Universidade Federal da Bahia. <http://dx.doi.org/10.9771/gesta.v8i1.35431>.

PEREIRA, A. R. **Reator Biológico com Membrana (MBR) aplicado ao tratamento de esgotos gerados por unidades residenciais unifamiliares**. 2016. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

RITTMANN, B. E.; MAYER, B.; WESTERHOFF, P. & EDWARDS, M. 2011. **Capturing the lost phosphorus**. *Chemosphere*, v. 84, p. 846-853, 2011.

SANTOS, Lucas Virgens dos. **Desempenho ambiental de Estação de Tratamento de Esgoto implantada em uma unidade de ensino**. 2018. 123 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Industrial, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2018.

SILVA, Kaylanne Montenegro da. **Estudo da geoquímica do Fósforo em sedimentos da Laguna de Araruama RJ, para avaliação do processo de eutrofização**. 2019. P 104. Dissertação (mestrado) - Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro - RJ, 2019.

SINIS - Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (2017). Vigésima terceira edição do “**Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**”, referente ao ano de 2017. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2017>.

TRATA BRASIL – Instituto Trata Brasil (2019). **Ranking do Saneamento 2019**. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/estudos/estudos-itb/itb/ranking-do-saneamento-2019>.

VENEU, D.M., YOKOYAMA, L., CUNHA, O.G.C., FERNANDES, P.H.S., SCHNEIDER, C.L., MONTE, M.B.M., 2015, “*Remoção de Cr^{3+} de soluções aquosas utilizando granulados bioclásticos (GB)*”, In: XXVI Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa, Poços de Caldas-MG. **Anais do XXVI ENTMMME**, 2015. v. I. p. 740-748.

VON SPERLING, M. 2005. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 3ª Edição, 2005.

WESTHOLM, L.J. 2006. Substrates for phosphorus removal - Potential benefits for on-site wastewater treatment. **Department of Public Technology**, Malardalen University, P.O. Box 883, SE-721 23. 2006.

WOLFF, D. B.; PAUL, E.; COSTA, R. H. 2010. Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário. **Saneamento Ambiental**, v.15 n.2: p.149-154, 2010.

WOLFF, D.B; PAUL, E.; COSTA, R.H. Reatores híbridos: uma nova alternativa para o tratamento de efluentes. **Saneamento Ambiental**, v. 111, p. 30-33, 2005.

YEOMAN, S.; STEPHENSON, T.; LESTER J.N. & PERRY, R. 1988. The Removal of Phosphorus during Wastewater Treatment: A Review. **Environmental Pollution** 49 p. 183-233. 1988.

