

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CAMPUS DO SERTÃO
CURSO DE ENGENHARIA CIVIL

RAFAEL SANTOS CARVALHO

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FIXO E
FLUXO CONTÍNUO, EM ESCOAMENTO ASCENDENTE, PREENCHIDO COM
PNEU TRITURADO SOB DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS APLICADAS**

DELMIRO GOUVEIA – AL

2019

RAFAEL SANTOS CARVALHO

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FIXO E FLUXO CONTÍNUO, EM ESCOAMENTO ASCENDENTE, PREENCHIDO COM PNEU TRITURADO SOB DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS APLICADAS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Alagoas – UFAL, Campus do Sertão, como requisito parcial à obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Civil.

Orientador (a): Prof. Dr. Antonio Pedro de Oliveira Netto

DELMIRO GOUVEIA – AL

2019

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca do Campus Sertão
Sede Delmiro Gouveia

Bibliotecária responsável: Renata Oliveira de Souza – CRB-4/2209

C331a Carvalho, Rafael Santos

Avaliação do desempenho de reator anaeróbico de leito fixo e fluxo contínuo, em escoamento ascendente, preenchido com pneu triturado sob diferentes cargas orgânicas aplicadas / Rafael Santos Carvalho. - 2019. 79 f. : il.

Orientação: Prof. Dr. Antônio Pedro de Oliveira Netto.
Monografia (Engenharia Civil) – Universidade Federal de Alagoas. Curso de Engenharia Civil. Delmiro Gouveia, 2019.

1. Tratamento de efluentes. 2. Reator anaeróbico de leito fixo. 3. Digestão anaeróbia. 4. Taxa de carregamento orgânico. I. Título.

CDU: 628.21

Folha de Aprovação

RAFAEL SANTOS CARVALHO

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE REATOR ANAERÓBIO DE LEITO
FIXO DE PNEU TRITURADO E FLUXO ASCENDENTE CONTÍNUO PARA
DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS AFLUENTES**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao
corpo docente do Curso de Engenharia Civil da
Universidade Federal de Alagoas – Campus do
Sertão e aprovado em 25 de julho de 2019.

Antonio Netto

Prof. Dr. Antonio Pedro de Oliveira Netto, UFAL – Campus do Sertão
(Orientador)

Banca Examinadora:

Antonio Netto

Prof. Dr. Antonio Pedro de Oliveira Netto, UFAL – Campus do Sertão
(Orientador)

Raniere Henrique P. Lira

Prof. Dr. Raniere Henrique Pereira Lira, UFAL – Campus do Sertão (Avaliador)

Lucas da Silva Teixeira

Lucas da Silva Teixeira, Companhia de Saneamento de Alagoas - CASAL
(Avaliador)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha mãe Maria Vera e a meu pai Itamar por todo amor, educação, incentivo, entendimento e confiança sempre demonstrada nos abraços, conselhos, carinhos, broncas e todas as demais demonstrações durante todos os momentos do quão válido é a determinação de uma pessoa. Sei bem de onde somos, de onde viemos e de onde sempre seremos.

À minhas irmãs Tamires, Daniela, Rafaela e Fernanda agradeço imensamente pelo companheirismo, pela atenção, pelas brincadeiras, pelo apoio e até mesmo pela saudade (Tam e Dani) que muitas vezes me inspirou a ser tão forte quanto vocês. A união desde o ventre de nossa mãe (Rafinha) nos acompanha hoje aqui na UFAL, e o nosso convívio todos os dias (Carequinha) mantém acesa a criança brincalhona que ainda há em mim. Agradeço a todo o restante da minha família que sempre se preocupou comigo e me ajudou, nos diversos momentos da minha vida.

Agradeço ao meu tutor, professor e orientador Antonio Netto por todos os conselhos e ensinamentos passados durante o convívio desde a minha entrada no PET. Pela oportunidade concedida de ingressar na pesquisa em 2017, pelo trabalho conjunto na monitoria de SESP e claro, pela ótima orientação durante a execução deste trabalho.

Para o PET Engenharias e todos os seus membros torna-se difícil descrever a minha gratidão por tudo, o crescimento pessoal e acadêmico que obtive, as oportunidades de conhecimento que ofereceram a este matuto em diversas áreas, o contato proporcionado com outras realidades, e principalmente pelas grandes amizades (Todos) que pude fazer. Um grupo como esse é essencial pro Brasil crescer.

Aos funcionários da UFAL – Campus do Sertão, os seguranças, pessoal da copa, os técnicos Herlinho, Arnon e Marcel. Cabe agradecer também a toda a paciência e disposição dos motoristas, da administração e do pessoal da indústria, o seu Diógenes e Luiz. A colaboração de todos foi imprescindível.

Ao Laboratório de Saneamento Ambiental do Campus A.C Simões e seus membros por todo o apoio com as análises das amostras nos auxiliando e suprimindo todas as nossas deficiências quanto à infraestrutura laboratorial.

As grandes amizades que construí durante este curso: Myllena Barros, Claudenise Alves, Rayane Karla, Lucas Araújo, Vitor Bruno, Joyce Danielle, Danilo Jorge, Anne Karoline, Arthur Azevedo, Cecília Moreira, Murilo Lima, Mateus Barros, Eleilton Jr e muitos outros com quem compartilhei muitos bons momentos.

Destaco também dois irmãos que a vida me deu durante o curso, James Monteiro (Major) e Damazio Alencar (Chicó). São, sem dúvida, incontáveis as recordações que tenho com vocês, dos mais variados momentos, desde as vésperas das provas as viagens e muitas outras que temos para contar. Só tenho a agradecer.

Por fim, agradeço aos meus grandes amigos, os orgulhos da fossa, João Victor, Rafael Alves, Rafael Santana e Leandro Marinho, pessoas por quem tenho muito apreço e sou muito grato por todos os momentos excelentes que compartilhamos. A este último agradeço especialmente pela grande amizade, mas também pelo trabalho em conjunto que realizamos durante a operação e toda a ajuda no laboratório de saneamento do Campus Sertão, essencial para que pudesse ser realizado este trabalho.

*Ergue o derrotado rosto
Que sem luta não se cai
Sem caminhar não se vai
Fazer uma nova história.
Ergue o teu cansado rosto
Fira com garra o cansaço
Pois superar o fracasso
Faz maior tua vitória.*

Rafael Carvalho

RESUMO

O presente trabalho buscou avaliar o desempenho de um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente utilizando borracha de pneu triturado operado em regime contínuo em duas etapas, tratando inicialmente esgoto doméstico e posteriormente efluente industrial, com o intuito de analisar o seu comportamento diante da variação do afluente aplicado visando classificar o efluente final quanto ao possível reuso ou lançamento. O reator possuía um volume reacional de aproximadamente 6,0 L e operou com tempo de detenção hidráulica de 13,5h durante toda a operação e carga orgânica volumétrica aplicada de $1,08 \pm 0,29$ e $1,85 \pm 0,13$ kgDQO/m³.dia na primeira e segunda etapa do experimento, respectivamente. A primeira etapa durou 29 dias, enquanto a segunda 22 dias, totalizando 51 dias de operação. O sistema apresentou aumento na eficiência média de remoção de matéria orgânica de 58% na etapa com afluente doméstico para 72% com afluente industrial em termos de DQO bruta. Quanto à turbidez, a eficiência de remoção esteve sempre acima de 65% em toda a operação. Para sólidos suspensos foram encontrados na fase inicial valores médios de 54,7, 62,8 e 59,7% na remoção de SST, SSV e SSF, respectivamente, sendo obtidos na fase final para os mesmos parâmetros os respectivos percentuais de 70,2, 70,3 e 76,5% de eficiência. Já os sólidos totais apresentaram baixos índices de remoção referentes aos ST, STV e STF, sendo conseguidos percentuais médios abaixo de 45% na primeira etapa e menores que 35% na segunda para todos estes indicadores, diferenciando-se dos demais parâmetros estudados. O efluente não conseguiu enquadrar-se nas classes de reuso analisadas, sendo, porém apto para o lançamento em corpo receptor para ambas as fases da operação de acordo com a regulamentação vigente. De modo geral, os resultados obtidos mostraram-se interessantes, visto que a eficiência do reator mostrou-se mais elevada quando aplicada maior carga orgânica para a maioria dos parâmetros analisados. Além disso, o filtro biológico tem simplicidade operacional, baixo custo de investimento e apresentou boa resposta, quando comparado com outras tecnologias de características ambientais ou de operação semelhantes, se mostrando uma alternativa versátil para o tratamento de efluentes.

Palavras-chave: Tratamento anaeróbio; taxa de carregamento orgânico; classes de reuso.

ABSTRACT

The aim of this work was to evaluate the performance of an anaerobic fixed bed and upflow reactor using two - stage continuous tread rubber, initially treating domestic sewage and then industrial effluent, in order to analyze the behavior of the same before the variation of the applied tributary aiming to classify the final effluent as to the possible reuse or launching. The reactor had a reaction volume of approximately 6.0 L and operated with a hydraulic detention time of 13.5 h over the entire operation and applied organic volumetric load of 1.08 ± 0.29 and 1.85 ± 0.13 kgDQO / m³.day in the first and second phases of the experiment, respectively. The first stage lasted 29 days, while the second 22 days, totaling 51 days of operation. The system showed an increase in the average efficiency of removal of organic matter from 58% in the stage with domestic affluent to 72% with industrial affluent in terms of gross COD. As for turbidity, the removal efficiency was always above 65% throughout the operation. For suspended solids, mean values of 54.7, 62.8 and 59.7% were obtained in the initial phase, respectively, in the removal of SST, SSV and SSF, respectively, and the respective percentages of 70.2 , 70.3 and 76.5% efficiency. On the other hand, the total solids had low removal rates for ST, STV and FTS, with mean percentages below 45% in the first stage and less than 35% in the second for all these indicators, differing from the other parameters studied. The effluent was not able to fit in the classes of reuse analyzed, being, however, suitable for the launching in receiver body for both phases of the operation according to the current regulation. In general, the results obtained were interesting, since the efficiency of the reactor was higher when the organic load was applied for most of the analyzed parameters. In addition, the biological filter has operational simplicity, low investment cost and presented good response when compared to other technologies with similar environmental or operating characteristics, if it is a versatile alternative for the treatment of effluents.

Keywords: Anaerobic treatment; organic loading rate; classes of reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	21
Figura 2 – Fluxograma de distribuição aproximada dos sólidos do esgoto bruto.....	28
Figura 3 – (a) Configuração do reator. (b) Reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente.....	37
Figura 4 – Bomba dosadora tipo diafragma com fluxo em pulso.....	37
Figura 5 – Borracha triturada de pneu de automóvel.....	38
Figura 6 – (a) Sistema de alimentação. (b) Configuração do sistema de alimentação do reator anaeróbio.....	40
Figura 7 – Configuração do sistema de tratamento da indústria de embalagens.....	41
Figura 8 – Efluente industrial coletado.....	42
Figura 9 – Perfil temporal da remoção de DQO para operação completa.....	47
Figura 10 – Eficiência na remoção da DQO para operação completa.....	47
Figura 11 – Relação COV aplicada/COV removida quando operado afluente doméstico.....	52
Figura 12 – Relação COV aplicada/COV removida quando operado afluente industrial.....	52
Figura 13 – Perfil temporal da remoção de turbidez para operação completa.....	53
Figura 14 – Eficiência da remoção de turbidez para operação completa.....	53
Figura 15 – Perfil temporal do monitoramento do pH para operação completa.....	56
Figura 16 – Perfil temporal da remoção de SST para operação completa.....	57
Figura 17 – Eficiência na remoção de SST para operação completa.....	57
Figura 18 – Perfil temporal da remoção de SSV para operação completa.....	59
Figura 19 – Eficiência na remoção de SSV para operação completa.....	60
Figura 20 – Perfil temporal da remoção de SSF para operação completa.....	61
Figura 21 – Eficiência na remoção de SSF para operação completa.....	61

Figura 22 – Perfil temporal da remoção de ST para operação completa.....	64
Figura 23 – Eficiência na remoção de ST para operação completa.....	65
Figura 24 – Perfil temporal da remoção de STF para operação completa.....	65
Figura 25 – Eficiência na remoção de STF para operação completa.....	66
Figura 26 – Perfil temporal da remoção de STV para operação completa.....	66
Figura 27 – Eficiência na remoção de STV para operação completa.....	67
Figura 28 – Eficiência na remoção de DQO, Turbidez, SST e ST para operação completa.....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Vantagens/Desvantagens do tratamento anaeróbio de águas residuárias.....	20
Tabela 2 – Valores de remoção de DQO para diferentes COV aplicadas.....	35
Tabela 3 – Parâmetros analisados.....	43
Tabela 4 – Divisão de níveis na avaliação da qualidade da água de reuso.....	44
Tabela 5 – Exigências dos parâmetros para classe de reuso 1.....	44
Tabela 6 – Exigências dos parâmetros para classe de reuso 2.....	44
Tabela 7 – Exigências dos parâmetros para classe de reuso 3.....	45
Tabela 8 – Exigências dos parâmetros para classe de reuso 4.....	45
Tabela 9 – Análise da DQO para operação com afluente doméstico.....	48
Tabela 10 – Análise da DQO para operação com afluente industrial.....	49
Tabela 11 – Valores da COV para operação com afluente doméstico.....	51
Tabela 12 – Valores da COV para operação com afluente industrial.....	51
Tabela 13 – Análise da turbidez para operação com afluente doméstico.....	54
Tabela 14 – Análise da turbidez para operação com afluente industrial.....	55
Tabela 15 – Análise do pH para operação com afluente doméstico.....	56
Tabela 16 – Análise do pH para operação com afluente industrial.....	58
Tabela 17 – Eficiência de Remoção de SST, SSV e SSF nas diferentes etapas da operação.....	58
Tabela 18 – Análise de SST, SSV e SSF para operação com afluente doméstico.....	62
Tabela 19 – Análise de SST, SSV e SSF para operação com afluente industrial.....	63
Tabela 20 – Eficiência de Remoção de ST, STV e STF nas diferentes etapas da operação.....	64
Tabela 21 – Análise de ST, STV e STF para operação com afluente doméstico.....	68
Tabela 22 – Análise de ST, STV e STF para operação com afluente industrial.....	68

Tabela 23 – Resultados médios obtidos durante a operação do reator.....	69
Tabela 24 – Parâmetros em comum separados por classe de reuso.....	70

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ANA – Agência Nacional de Águas

C - Carbono

CO₂ – Dióxido de Carbono

CHV – Carga Hidráulica Volumétrica

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COV – Carga Orgânica Volumétrica

CTEC – Centro de Tecnologia

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FB – Filtro Biológico

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LDNSB – Lei das Diretrizes Nacionais do Saneamento Básico

NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez

O – Oxigênio

OMS – Organização Mundial da Saúde

P – Fósforo

PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PROSAB – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

PVC – Policloreto de Vinila

RAC – Reator Anaeróbio Compartimentado

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

ST – Sólidos Totais

STV – Sólidos Totais Voláteis

STF – Sólidos Totais Fixos

TCO – Taxa de Carregamento Orgânico

TDH – Tempo de Detenção Hidráulico

UASB – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*)

UFAL – Universidade Federal de Alagoas

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	18
2.1. OBJETIVOS GERAIS	18
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1. DIGESTÃO ANAERÓBIA	19
3.2. FATORES QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA	23
3.2.1. Fatores ambientais	23
3.2.2. Fatores Operacionais e de concepção	28
3.3. TAXA DE CARREGAMENTO ORGÂNICO	31
3.3.1. Carga Hidráulica Volumétrica e TDH	31
3.3.2. Taxa de aplicação superficial	32
3.3.3. Carga Orgânica Volumétrica (COV)	33
4. METODOLOGIA	36
4.1. REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FIXO	36
4.2. MATERIAL SUPORTE	38
4.3. OPERAÇÃO DO SISTEMA	38
4.3.1. Inóculo	39
4.3.2. Primeira etapa: esgoto doméstico	39
4.3.3. Segunda etapa: efluente industrial	40
4.4. ANÁLISE DOS PARÂMETROS DE TRATAMENTO	42
4.5. ANÁLISE DA VIABILIDADE DE REUSO E LANÇAMENTO	43
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	46
5.1. RESULTADOS GERAIS	46
5.2. VIABILIDADE DE REUSO E LANÇAMENTO	70
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	73
6.1. SUGESTÕES	74
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75

1. INTRODUÇÃO

A identificação da água como fator essencial para a qualidade de vida é de conhecimento geral em todo o planeta. A sua conservação e melhor aproveitamento são pautas cada vez mais debatidas e estudadas, já que dentre os diversos problemas ambientais que passaram a ser discutidos com maior frequência a partir da década 1970, a escassez hídrica é um dos mais gritantes, impulsionando discussões e pesquisas acerca do desenvolvimento contínuo de melhores meios de abastecimento de água, como também de coleta e tratamento dos esgotos e efluentes gerados.

Com relação a este último ponto citado, a atenção para com a importância do tratamento de esgoto é reforçada também pela ligação que este possui com a saúde pública. De acordo com Moura et al. (2016), as doenças de veiculação hídrica são mundialmente a segunda maior causa de morte na infância, atrás apenas das infecções respiratórias, dimensionando assim a relevância deste assunto não somente no viés ambiental, mas também econômico e social, provocando a comparação entre os valores investidos em coleta e tratamento de efluentes com a redução de custos com tratamento deste tipo de doenças.

No Brasil, segundo levantamento realizado em 2017 pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) apenas 47,6% dos esgotos gerados são coletados, e somente 46% passam por tratamento. Para o Nordeste, os índices de coleta e tratamento são de 26,9 e 34,7% respectivamente, enquanto Alagoas apresenta percentuais ainda piores, com a coleta alcançando 22,35% do esgoto gerado, e o tratamento atingindo índice de 20,04%.

Do ponto de vista legal, a Lei nº 11.445 (BRASIL, 2007) que dispõe sobre as Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico (LDNSB) estabelece no seu artigo 52 que é papel da União realizar a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico, sob a coordenação do Ministério das Cidades, devendo este documento dispor sobre diretrizes como abastecimento de água e esgotamento sanitário, dentre outras atribuições. Porém, segundo a Agência Nacional de Águas – ANA (2019), o plano, considerado um marco para a área por contar com investimentos e metas para um horizonte de 20 anos ainda não saiu do papel, contribuindo para o atraso do país quanto a este cenário.

As preocupações relacionadas ao saneamento não se limitam aos esgotos domésticos, pois a atenção com os efluentes industriais é também evidente, haja vista que os despejos provenientes dos diversos setores da indústria são fortes contribuintes com a degradação de corpos hídricos quando não tratados corretamente. Para Von Sperling (2018) tais efluentes

podem apresentar, de acordo com sua origem, além dos poluentes também presentes nos esgotos sanitários, ricas concentrações de metais pesados como cádmio, chumbo, mercúrio, níquel, zinco e cromo.

Conhecendo este déficit, diversas instituições têm direcionado estudos e pesquisas voltados ao desenvolvimento de novas tecnologias eficientes no tratamento dos diversos poluentes presentes nos despejos das mais variadas composições. Destacam-se nesse âmbito as contribuições do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) que conta com um grupo especializado de pesquisadores no intuito de encontrar ótimas soluções para a área. Entre outras características, estas soluções devem apresentar, segundo Von Sperling (2018), bons níveis de eficiência, confiabilidade, baixos custos e simplicidade de implantação e operação, atingindo assim sustentabilidade ambiental e econômica.

A linha do tratamento biológico por via anaeróbia tem se mostrado, de acordo com Chernicharo (2016), uma ótima alternativa, atendendo aos requisitos citados, mostrando larga aplicabilidade e adequando-se bem as características ambientais do país. Dentre as tecnologias mais recentes desenvolvidas, merecem destaque o reator de manta de lodo (UASB) e o reator anaeróbio de leito fixo, chamado também de filtro biológico. Ambos têm apresentado boas respostas no tratamento de efluentes tanto domésticos quanto industriais, entretanto, observa-se como desvantagem a necessidade em geral de aplicar um pós-tratamento para que seus efluentes se adequem as resoluções ambientais legais.

A percepção da necessidade da conservação dos recursos hídricos e a garantia da oferta futura de água de boa qualidade instigam a análise da destinação dos efluentes de mecanismos de tratamento para além do lançamento em corpos hídricos, buscando avaliar a possibilidade de reuso destes em outras atividades, prolongando assim seu ciclo de aplicação. No entanto, para tal é preciso levar os despejos a processos com níveis de eficiência mais elevados, já que as exigências dos parâmetros de qualidade são superiores.

Diante do exposto, o presente trabalho teve como proposta avaliar o desempenho de um reator anaeróbio de leito fixo, com borracha de pneu triturado como material suporte para imobilização celular, em fluxo contínuo e escoamento ascendente, no tratamento de diferentes tipos de despejos, trabalhando com esgoto doméstico e efluente industrial. Dessa forma promoveu-se a alteração na carga orgânica aplicada permitiu também a análise do comportamento do reator quanto a esta variação e a verificação da possibilidade de enquadramento do efluente quanto ao reuso ou lançamento.

2. OBJETIVOS

2.1.OBJETIVOS GERAIS

Avaliar o desempenho de reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente, utilizando pneu triturado como material suporte, aplicando diferentes cargas orgânicas volumétricas, avaliando assim a eficiência e aplicabilidade do reator para diferentes tipos de efluentes, visando à possibilidade da reutilização do efluente final como água de reuso ou a sua adequação para lançamento.

2.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar a eficiência de remoção de matéria orgânica, turbidez e sólidos sedimentáveis do filtro anaeróbio;
- Analisar a eficiência do filtro para diferentes cargas orgânicas aplicadas;
- Avaliar através de uma análise comparativa, de acordo com os padrões de qualidade estabelecidos pelas regulamentações vigentes, a possibilidade da destinação do efluente final como água de reuso ou de lançamento do mesmo em corpos hídricos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1.DIGESTÃO ANAERÓBIA

Os problemas ambientais oriundos das ações do homem no meio constituem um ponto de importantíssima discussão e interesse de todos os setores da sociedade, provocando cada vez mais o empenho em se desenvolver técnicas que extingam ou minimizem os impactos consequentes de tais ações. Dentre as diversas problemáticas e respectivas soluções desenvolvidas nesse âmbito, mostra-se essencial o tratamento de esgoto sanitário, cuja falta, segundo Santos (2018), favorece a disseminação de doenças entre outros danos para a sociedade e o meio ambiente.

De acordo com Magassy (2017) a existência de um sistema de esgotamento sanitário tem elevada influência na qualidade de vida dos seres humanos e por isso é uma temática em constante discussão nos setores públicos e políticos e também no meio acadêmico. Nesse contexto, têm-se atualmente variados sistemas para o tratamento de efluentes, cuja escolha deve ser tomada com base em estudos considerados por Von Sperling (2018) de grande importância por analisar aspectos como o impacto ambiental provocado ao corpo receptor, nível do tratamento e consequente eficiência de remoção dos constituintes que se deseja e a viabilidade técnico-econômica de implantação.

Então, torna-se lógico, considerar a melhor tecnologia disponível para tratamento dos efluentes, que reduza o investimento inicial e os custos de operação, visando devolver para a natureza os insumos utilizados, em qualidade pelo menos equivalente, sem transferir nenhuma parte do problema para outro local (OLIVEIRA NETTO, 2007, p. 8).

Dentro deste contexto, os processos biológicos vêm sendo largamente aplicados em diferentes tipos de efluentes, aproveitando a capacidade que a natureza tem, havendo condições favoráveis, de promover o seu tratamento. A digestão anaeróbia, por sua vez, constitui uma das metodologias nas quais se aplicam tais processos e tem apresentado uma considerável evolução e disseminação nos últimos anos, mais precisamente a partir da década de 1980 quando os reatores anaeróbios passaram a serem aplicados como principal unidade de tratamento principalmente no Brasil, Holanda, Colômbia, Índia e México como afirma Campos et al. (1999).

Ao se falar sobre tratamento anaeróbio de efluentes cabe destacar o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (*upflow anaerobic sludge blanket* - UASB) e suas variações, que é o sistema anaeróbio de maior aplicação no mundo (TORRES, 2012). Este reator possui uma manta de lodo onde o esgoto é tratado e um separador trifásico incumbido

de separar os gases e lodo gerado no processo tratamento do efluente líquido. A eficiência dos reatores UASB para remoção de matéria orgânica, principalmente de esgoto doméstico, depende significativamente da temperatura, apresentando-se favorável para temperaturas mais elevadas. Tal fato é também um dos motivos pelos quais esta tecnologia tem tido forte expansão em países de clima tropical como o Brasil.

Chernicharo (2016) considera que, em princípio, a via anaeróbia é capaz de degradar todos os compostos orgânicos, com maior eficiência e economia para líquidos facilmente biodegradáveis, sendo, portanto, amplamente utilizada no tratamento de resíduos sólidos, esgotos domésticos e também efluentes industriais agrícolas e alimentícios. Este tipo de tratamento, porém, apresenta algumas deficiências para remover certos tipos de patógenos, fazendo-se preciso um pós-tratamento de seu efluente.

Tabela 1 – Vantagens/Desvantagens do tratamento anaeróbio de águas residuárias.

Tratamento Anaeróbio	
Vantagens	Desvantagens
Baixo consumo de energia	Geração de odor desagradável
Produção de metano (possibilidade de reuso)	Possível necessidade de pós-tratamento
Tolerância a elevadas cargas orgânicas	Inibição das bactérias por alguns compostos
Baixa demanda de área	Remoção de nutrientes e patógenos insatisfatória
Baixo custo de implantação	Lentidão no processo inicial do tratamento

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2016).

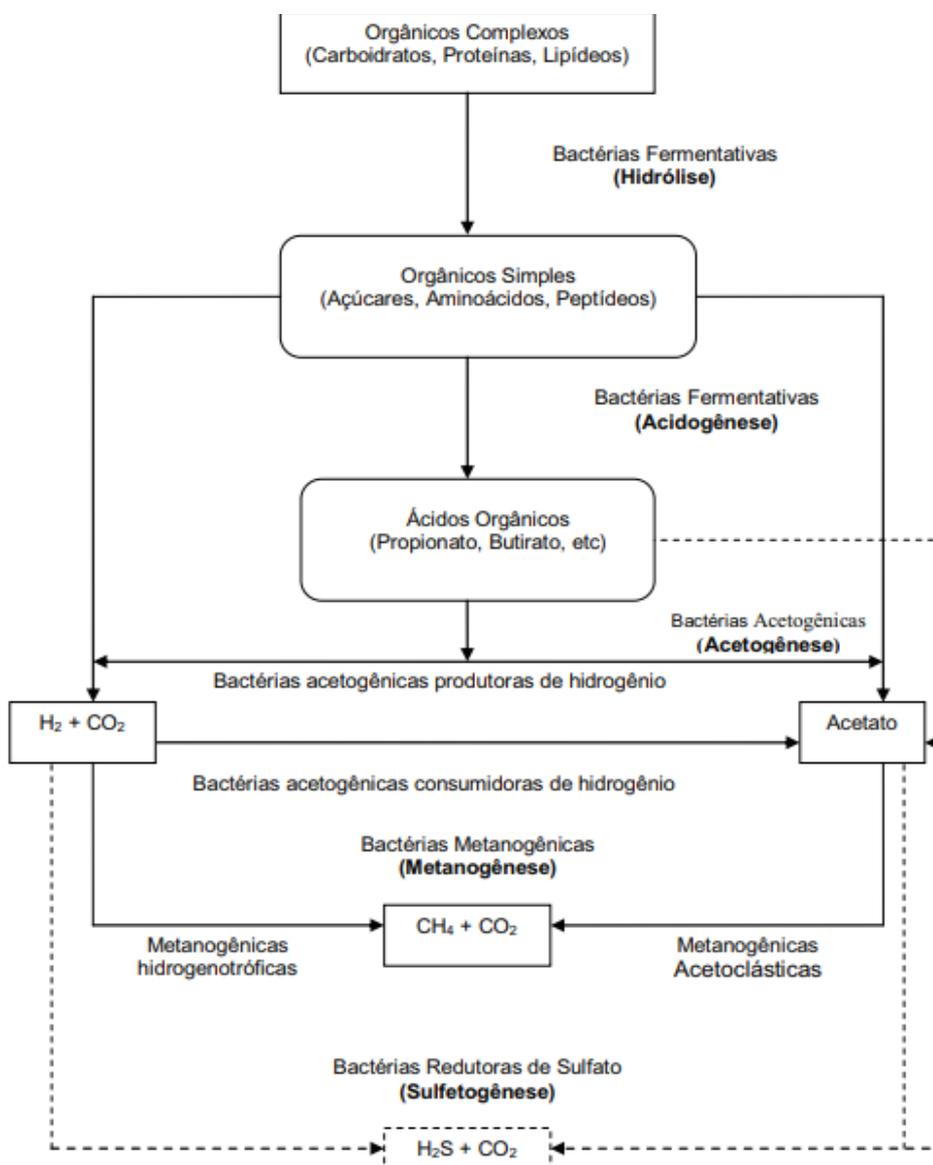
De acordo com Santos (2018), em resumo, na digestão anaeróbia a matéria orgânica é transformada em metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2), constituindo complexos processos metabólicos de fermentação e respiração. Para Pontes (2003), numa análise cinética, pode-se descrever o processo da digestão anaeróbica em três etapas que envolvem a hidrólise de compostos orgânicos complexos, a produção de ácidos (acidogênese e acetogênese) e a produção de metano (metanogênese).

Por sua vez, Chernicharo (2016) classifica de forma simplificada a digestão anaeróbia em duas fases, acidogênica e metanogênica, subdividindo-as em diversos caminhos metabólicos (Figura 1) classificados nas etapas de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. O autor afirma que há ainda, a depender das condições do reator e do substrato, a possibilidade de ocorrência de uma nova etapa chamada sulfetogênese.

A etapa de hidrólise consiste em converter, por meio da ação de exoenzimas obtidas pela excreção de bactérias fermentativas, a matéria particulada complexa, presente no esgoto sanitário bruto, em materiais de moléculas menores como os aminoácidos, açúcares e ácidos graxos. De acordo com Chernicharo (2016), o potencial hidrogeniônico, os aspectos químicos e físicos do composto e a temperatura de operação, estão entre alguns dos fatores que podem influenciar a rapidez dessa fase, que usualmente se dá com lentidão.

Na acidogênese, os compostos obtidos através da conversão ocorrida na hidrólise atravessam as paredes das bactérias fermentativas e estas, por sua vez, executam a fermentação acidogênica reduzindo-os ácidos orgânicos, álcoois e compostos minerais como o hidrogênio, amônia, dióxido de carbono e entre outros (Araújo, 2014).

Figura 1 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.



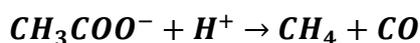
Fonte: Adaptado de Chernicharo (2016).

Ressalta-se que nessa etapa, apesar de tratar-se de um processo anaeróbio e, portanto, a grande maioria das bactérias são anaeróbias estritas, segundo Bohrz (2010) aproximadamente 1% destes microrganismos são bactérias facultativas capazes de realizar a oxidação do substrato por via aeróbia. Tal fato mostra-se de considerável importância, haja vista que na eventual presença de oxigênio dissolvido no meio, a ausência destas bactérias comprometeria a metanogênese, etapa posterior no processo de digestão anaeróbia.

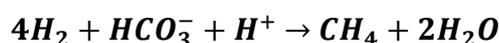
Na acetogênese ocorre a transformação dos compostos oriundos da acidogênese em substratos intermediários, próprios para as metanobactérias: hidrogênio, dióxido de carbono e acetato. Segundo Foresti et al. (1999) durante a digestão anaeróbia cerca de 70% da DQO digerida é convertida em ácido acético, enquanto a fração da DQO que resta é concentrada no hidrogênio resultante da formação dos ácidos acético, butírico e propiônico.

Conforme explana Soares et al. (2017) a metanogênese, fase final da digestão anaeróbia é responsável pela produção de compostos gasosos, especialmente o metano, por meio da redução dos ácidos promovida pelas arqueas metanogênicas. Santos (2018) afirma que, a depender do seu metabolismo, as arqueas formam compostos diferentes, classificando assim a metanogênese em acetoclástica e hidrogenotrófica, como apresentado nas expressões a seguir.

Metanogênese acetotrófica ou acetoclástica:



Metanogênese hidrogenotrófica:



Como citado anteriormente, existe ainda a possibilidade de outra etapa na digestão anaeróbia chamada de sulfetogênese, onde ocorre a redução de sulfatos em sulfetos. Chernicharo (2016) considera importante a ação das bactérias sulforedutoras devida a produção de sulfeto de hidrogênio.

Introduzido o conhecimento sobre o processo de digestão anaeróbia quanto as suas etapas e respectivos processos biológicos decorrentes, mostra-se necessário agora conhecer os fatores que interferem no seu funcionamento, podendo provocar, logicamente, alterações na eficiência destes processos.

3.2.FATORES QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA

Compreendendo a via biológica de tratamento de águas residuárias como um sistema no qual ocorrem complexas transformações inerentes as interações de fenômenos físicos, químicos e biológicos, existem diversos fatores influenciando nessas interações cujos comportamentos consequentemente afetam o desempenho do sistema. Magassy (2017) ressalta que por trabalhar com organismos vivos, a sensibilidade a alterações no meio onde ocorre o tratamento biológico é maior do que para outras vias de tratamento, como a química por exemplo.

Oliveira (2009) classifica de forma geral os aspectos que interferem na digestão anaeróbia entre os atrelados com a composição do substrato e requisitos ambientais do meio e aqueles relacionados com as condições operacionais e características dos reatores. A seguir são apresentadas maiores descrições sobre estes fatores.

3.2.1. Fatores ambientais

3.2.1.1. Temperatura

De acordo com Guerri et al. (2018), um dos parâmetros que influi de forma mais significativa na digestão anaeróbia é a temperatura, tanto por conta de sua restrição na atividade enzimática desde a etapa de hidrólise, quanto por sua influência na produção de metano e consequentemente da qualidade do biogás produzido.

Segundo Chernicharo (2016) a temperatura ambiente é determinante para a temperatura interna dos microrganismos já que estes não possuem controle sobre a mesma, e, sendo assim, ela é fortemente influente para o crescimento microbiano. Para o autor, para a digestão anaeróbia associasse dois níveis de temperatura ótima, um na faixa chamada mesófila (30 a 35°C) e o outro na região termófila (50 a 55°). Para o tratamento de esgoto sanitário, porém, por fins de economia e operação, praticamente tem-se trabalhado com a faixa mesófila, visto também que as experiências com esta outra faixa não tem apresentado resultados satisfatórios.

Foresti et al. (1999) apontam as variações na velocidade do metabolismo das bactérias, na solubilidade dos substratos e no equilíbrio iônico dentre os principais efeitos da temperatura no processo anaeróbio. Do ponto de vista cinético, a temperatura afeta de forma direta a velocidade específica de utilização do substrato, porém, segundo os autores, a velocidade global do sistema é produto do parâmetro anteriormente mencionado pela

concentração de microrganismos ativos, sendo assim, pode-se conseguir, para diferentes temperaturas, a mesma velocidade global para o sistema, a depender da concentração de microrganismos no reator.

Para Oliveira (2009), tão importante quanto trabalhar na faixa de temperatura ótima é mantê-la o mais constante possível no reator, evitando problemas com a sensibilidade dos microrganismos a variações bruscas nesse fator. Os valores para a faixa ótima de temperatura encontrada, semelhante ao de climas quentes, são também um dos motivos pelos quais o tratamento anaeróbio tem apresentado boa aplicação no Brasil.

3.2.1.2.Potencial hidrogeniônico (pH)

Chernicharo (2016) coloca o pH e a alcalinidade como fatores ambientais de equivalente importância e íntima relação entre si quanto ao monitoramento adequado de operações em sistemas anaeróbios de tratamento.

Segundo o mesmo autor, quanto a sensibilidade dos microrganismos ao pH e conseqüente estabilidade, as bactérias acidogênicas são consideravelmente menos sensíveis do que as arqueas metanogênicas, fato importante para o entendimento do comportamento dos diversos microrganismos e a produção de novas substâncias para diferentes valores de pH. Os microrganismos produtores de metano, diferentemente dos produtores de ácidos, apresentam crescimento ótimo num intervalo de pH entre 6,6 e 7,4, podendo, porém, se estabilizar numa faixa mais ampla de valores que não estejam abaixo de 6,0 ou acima de 8,3, caso contrário tais microrganismos podem ser completamente inibidos.

A ocorrência de mudanças bruscas de pH pode afetar negativamente o processo de digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2016. p 84), mas de acordo com Foresti et al. (1999) faz-se necessária a consideração de que este fator pode também ser alterado devido a ação microbiana do meio. Os autores consideram também que para reatores anaeróbios de alta taxa, no tratamento de esgoto sanitário, os efluentes conseguem naturalmente, devido a sua própria composição, atingir um valor estável e adequado para o pH. Tal capacidade, chamada de tamponamento, está, para a faixa ótima de pH já citada, praticamente dependente da relação gás carbônico/alcalinidade do meio.

3.2.1.3.Nutrientes

A presença em condições adequadas de alguns macros e micronutrientes é determinante para o sucesso dos mecanismos biológicos de tratamento de efluentes.

Rajeshwari et al. (2000) citam nitrogênio, fósforo, enxofre, potássio, cálcio, magnésio, ferro, níquel, cobalto, zinco, manganês e cobre como elementos imprescindíveis para o crescimento bacteriano na digestão anaeróbia.

Dentre os elementos acima citados, destacam-se o nitrogênio e o fósforo por serem geralmente requeridos em maiores quantidades. Segundo Louzada (2006) esta quantidade varia a depender dos microrganismos presentes e de sua respectiva eficiência na obtenção de energia para síntese, oriunda das reações bioquímicas no substrato orgânico.

Souza (1984) apresenta as seguintes relações para que sejam supridas as necessidades de nitrogênio e fósforo dos microrganismos envolvidos, tendo por base as concentrações de carbono do meio:

$$C/N \leq 30 \text{ e } C/P \leq 150$$

Giacobbo (2013) por sua vez, apresenta relação carbono/nitrogênio (C/N) como ideal para o valor de 25, enquadrando-se como aceitáveis valores dentro da faixa de 20 a 30 para a mesma relação. O autor afirma ainda que para baixos valores da relação de C/N ocorre acréscimo do pH, podendo assim inibir os microrganismos na fase de metanogênese. Já para altos valores, o elevado consumo de nitrogênio pode afetar a produção de biogás.

Em termos da Demanda Química de Oxigênio (DQO), parâmetro largamente utilizado para analisar a qualidade de efluentes e conseqüentemente a eficiência do tratamento, em geral, admite-se que a relação DQO: N: P de 500: 5: 1 é suficiente para atender as necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios (Speece, 1996 *apud* Foresti et al., 1999).

Tem destaque também entre os nutrientes necessários na digestão anaeróbia o enxofre (S), cujas concentrações encontram-se geralmente um pouco superiores ou equivalentes as de fósforo (P), observando-se, para o primeiro, grande importância principalmente para os microrganismos metanogênicos (Soares, 2017).

Além dos nutrientes mencionados, junto ao carbono (C) e ao oxigênio (O), para Pontes (2003), o ferro, o níquel, o zinco, o cobalto tem papel importante nos processos anaeróbios, agindo como estimulantes chamados de micronutrientes, devido apresentar-se em quantidades bem inferiores aos demais citados.

Diversos autores, como Foresti et al. (1999), Salomon (2007) e Chernicharo (2016), salientam que para o caso de esgotos sanitários domésticos dificilmente ocorrerão deficiências

dos nutrientes necessários a digestão anaeróbia. Este problema, porém, pode ocorrer para algumas águas residuárias industriais, que logicamente precisarão passar por algum tratamento especial para corrigir tal carência.

3.2.1.4. Substâncias tóxicas e inibição

Antes de entrar propriamente na abordagem sobre os diferentes materiais e substâncias que podem inibir o processo de digestão anaeróbia, é importante salientar, como explana Souza (1984), que qualquer substância ou composto que se apresente em quantidades distintas daquelas consideradas apropriadas é um potencial prejudicador. Diante disso, é interessante conhecer os mais ocorrentes materiais e compostos e as condições nas quais se tornam tóxicos ao tratamento de esgotos pela via biológica.

São várias as condições causadoras de toxidade nos reatores anaeróbios. Dentre elas destacam-se como um dos principais fatores que instabilizam a digestão anaeróbia as altas concentrações ácidos orgânicos oriundos da etapa inicial do processo, bem como alterações bruscas nos requisitos ambientais como o pH, a temperatura e os nutrientes do meio e também a presença de substâncias e compostos inibidores nos reatores.

Gueri et al. (2018) afirma que, de uma forma geral, os efeitos referentes a presença de agentes tóxicos são sentidos de forma diversa na biota do sistema anaeróbio trabalhado, podendo apresentar-se como um efeito bactericida, onde a presença do contaminante é fatal para as bactérias, ou se mostrar um efeito bacteriostático, caso onde é possível haver a adaptação das bactérias a influência do agente. O autor fala também sobre algumas formas de se combater a toxidade, sendo a formação de complexos insolúveis e a utilização de agentes antagonicos aos tóxicos, neutralizando-os.

Chernicharo (2016) observa que a toxidade vem sendo um dos motivos mais colocados dentro do posicionamento contrário a disseminação e uso mais amplo da digestão anaeróbia. Para ele, apesar de reconhecer-se a maior vulnerabilidade dos microrganismos inerentes a este processo, este fator pode ser compensado e minimizado por meio de artifícios de projeto que visem diminuir o tempo de residência das toxinas no sistema. Além disso, o autor recorda a capacidade de resiliência e adaptação dos microrganismos do processo anaeróbio, citada no parágrafo anterior, onde para ele, a maioria dos compostos tóxicos tem efeito bacteriostático para estes microrganismos.

3.2.1.5.Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um parâmetro utilizado para mensurar os valores do consumo de oxigênio por substâncias orgânicas e minerais e materiais que sofrem oxidação de maneiras distintas.

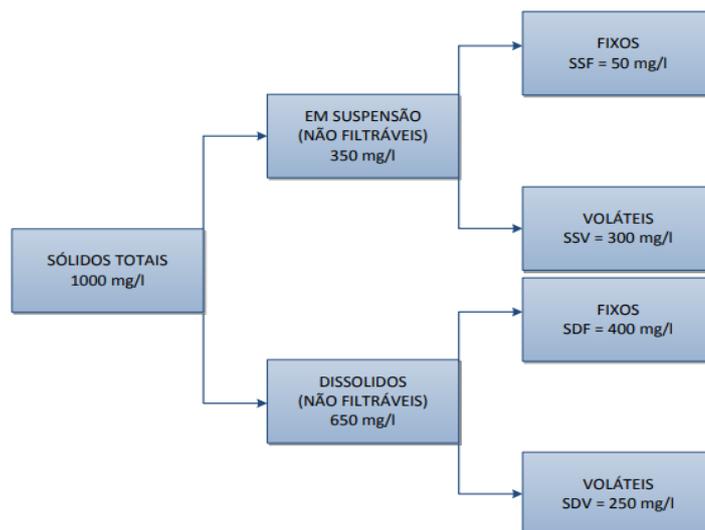
De acordo com Zuccari (2005), este parâmetro tem sua importância verificada haja vista que estima a potencial poluição de corpos hídricos ou efluentes domésticos e industriais, possibilitando também uma estimativa quanto aos impactos que tais níveis de poluição provocam ao ecossistema aquático onde está inserido.

Von Sperling (2018) define a DQO como uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente num meio. O autor fala ainda na importância de se diferenciar a DQO de outro parâmetro que também indica a quantidade de matéria orgânica do sistema, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Apesar de ambas representarem a quantidade de oxidação de matéria orgânica, na obtenção da DBO somente os microrganismos realizam a oxidação, enquanto a DQO é correspondente a essa reação, porém, sendo a mesma realizada por um agente oxidante (normalmente o dicromato de potássio) atingindo assim tanto a fração biodegradável de matéria orgânica, quanto a sua fração inerte. Ainda assim, a determinação da DQO fornece uma indicação aceitável do oxigênio requerido para estabilizar a matéria orgânica de um despejo, representando conseqüentemente um fator de interveniência para a digestão anaeróbia.

3.2.1.6.Sólidos

Outro parâmetro de grande importância na avaliação da qualidade das águas residuárias e no monitoramento de seu tratamento é a quantidade sólidos presente nos despejos. Para Dutra (2014) suas quantidades representam uma indicação da matéria sólida do efluente, característica importante para determinação do tipo de tratamento a ser adotado. Von Sperling (2018) afirma que todos os agentes de contaminação da água, excetuando-se os gases dissolvidos, tem contribuição na carga de sólidos. Para o mesmo autor, os sólidos podem ser classificados quanto ao tamanho em sólidos suspensos e dissolvidos, quanto às características químicas em voláteis ou fixos e quanto à sedimentabilidade em sólidos suspensos sedimentáveis e não sedimentáveis. A Figura 2 apresenta um modelo de fluxograma com a distribuição aproximada dos sólidos para esgotos em geral.

Figura 2 – Fluxograma de distribuição aproximada dos sólidos do esgoto bruto (em termos de concentrações).



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2018).

3.2.2. Fatores Operacionais e de concepção

3.2.2.1. Partida do Reator

Para Gueri et al. (2018) a partida dos reatores anaeróbios, ou o período no qual são religados após manutenções configura a etapa mais importante para o sucesso da digestão anaeróbia e eficiência do tratamento, considerando que é nessa fase onde se inicia a atividade microbiana, sendo a forma de operação inicial adotada e a origem dos microrganismos do sistema os principais fatores de influência.

De acordo com Neves et al. (2015) o tratamento de efluentes pode ser dividido em duas fases distintas: a partida, fase inicial do processo, onde há o consórcio de microrganismos que irão realizar o processo biológico de digestão, e o estado estacionário, onde o tratamento segue sendo realizado já com estabilidade. Julião (2013) afirma que a fase de partida se dá até o momento onde o reator atinge um suposto equilíbrio dinâmico, ou seja, o tempo requerido para que o reator passe a apresentar um efluente de qualidade estável, com poucas variações.

Diferente do que ocorre em processos aeróbios, no tratamento anaeróbio a partida acontece em um período de tempo consideravelmente maior, apresentando maior complexidade, fato não interessante do ponto de vista logístico e econômico. Porém, a grande vantagem é a possibilidade do uso de inóculo adaptado e na quantidade ideal, reduzindo assim o período de partida para mais de 85% (JULIÃO, 2013, p. 33). Nesse procedimento é

fundamental que o inóculo tenha uma boa quantidade de microrganismos que apresentem boa compatibilidade com o substrato que será lançado, facilitando o processo de aclimação.

Atentando-se para possíveis dificuldades na obtenção de inóculo para reatores anaeróbios, Neves et al. (2015) desenvolveram uma pesquisa onde não fora utilizado este artifício para a partida de um reator anaeróbio compartimentado (RAC), no tratamento de rejeitos de suinocultura, conseguindo remoção de DQO variando entre 69 e 84%. Apesar da estabilização ter levado cerca de 90 dias, conclui-se que é possível, com um controle minucioso das condições de operação, a obtenção de biomassa anaeróbia a partir do próprio despejo aplicado ao reator, apresentando esta uma boa aclimação.

Gueri et al. (2018) consideram que é necessária ainda uma maior intensidade em pesquisas voltadas ao estudo da partida de reatores anaeróbios a fim de possibilitar a avaliação de outros meios de pré-tratamento da biomassa e a sua influência no desempenho dos reatores.

3.2.2.2. Material Suporte

O estabelecimento de condições favoráveis ao desenvolvimento dos microrganismos é fundamental para o êxito no tratamento biológico. Proporcionar uma ótima relação entre os fatores biológicos, químicos e físicos do sistema é uma atenção que deve ser aplicada para aproveitar ao máximo todos os aspectos positivos que se podem extrair de tal. Nesse sentido, a escolha de um material suporte adequado é imprescindível visto que este permite a imobilização celular no interior do reator (Magassy, 2017).

De acordo com Baettker et al. (2018), a colmatação do leito de filtros anaeróbios ainda constitui um dos maiores problemas desse mecanismo no tratamento de esgoto sanitário. Portanto, além da importante função de reter os sólidos suspensos do afluente, o meio suporte é responsável direto por fixar os microrganismos executores da digestão anaeróbia, formando assim a camada do biofilme. Para que tal processo apresente maior eficiência, a inércia, porosidade, forma, durabilidade e composição química são algumas das principais qualidades a se observar no material, proporcionando estabilidade hidrodinâmica ao reator. Cabe colocar também entre tais aspectos o custo acessível do material, considerando a viabilidade econômica do tratamento.

Com o objetivo de avaliar a influência do meio suporte no desempenho de reatores anaeróbios, diversas pesquisas são desenvolvidas para diferentes materiais suporte, estudando

desde alterações de concepção e operação em um mesmo material, já consolidado pela literatura, ou inovando na busca por novas configurações de matéria. Dentro desse contexto pode-se citar os trabalhos de Oliveira Netto (2007) com espuma de poliuretano e argila expandida, escória de alto forno e pedra britada estudadas por Almeida (2007), Santos et al. (2018) com pneu triturado e Magassy (2017) utilizando bucha vegetal de curcubitácea.

3.2.2.3.Hidrodinâmica do processo

A hidrodinâmica dos reatores anaeróbios deve promover a mistura e distribuição total do substrato aplicado à biomassa orgânica do sistema para que o mesmo apresente resultados satisfatórios. Segundo Nazaro (2016), durante a concepção e operação do reator deve-se atentar em proporcionar estabilidade hidráulica e uma distribuição uniforme, evitando o aparecimento de espaços chamados “zonas mortas” e a ocorrência de curtos circuitos no sistema, eventos onde a digestão anaeróbica é inibida e até anulada.

3.2.2.4.Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica é o tempo em que a matéria orgânica fica no biodigestor. Podendo variar o tempo entre dias ou horas, também altera com o tipo de digestor utilizado e o tipo de substrato empregado (SALOMON, 2007, p. 23).

Para a obtenção do valor deste parâmetro, em sistemas comuns onde o volume líquido de entrada é equivalente ao que sai utiliza-se a relação entre o volume do reator (unidade de volume) e a vazão de entrada do afluente (unidade de volume/unidade de tempo), encontrando valores que variam de acordo com o porte e nível da etapa de tratamento.

O acompanhamento deste parâmetro tem sua importância verificada também por indicar a taxa de carregamento hidráulico e orgânico do processo, sendo que, a sua variação normalmente implica na alteração de outro fator de extrema importância para a digestão anaeróbia: a Carga Orgânica Volumétrica (COV), correspondente aos níveis de fornecimento de matéria orgânica ao reator. Este último fator será discutido mais a fundo no próximo item do presente trabalho.

3.2.2.5.Outros Fatores

Além dos fatores aqui explanados, destaca-se também o tempo de retenção celular, que apesar da forte ligação com o TDH mostra-se como um importante parâmetro de avaliação da cinética microbiana de alguns reatores, assim como a taxa de aplicação superficial, carga orgânica volumétrica (COV), atrelada ao nível de substrato viável ao reator,

e fatores de concepção como a altura do reator e o sistema de distribuição do afluente, todos de considerável influência no processo de digestão anaeróbia e consequentemente no tratamento anaeróbio.

3.3.TAXA DE CARREGAMENTO ORGÂNICO

Como já visto, são diversos os fatores que devem ser observados no tratamento biológico, assim como os parâmetros utilizados para medir a qualidade dos afluentes e os níveis de tratamento necessários, ambos, aspectos muito relevantes na escolha e concepção do sistema e no estudo de desenvolvimento de novos mecanismos. Nesse contexto, o conhecimento dos níveis de entrada de matéria orgânica do sistema, bem como da sua remoção dizem bastante sobre a capacidade que determinado mecanismo possui de tratar um despejo, permitindo assim a classificação dos sistemas de tratamento e a sua indicação para os variados tipos de águas residuárias existentes.

De acordo com Eraldo e Jurandyr (1994) a taxa de carregamento orgânico (TCO) dos sistemas de tratamento de esgoto é obtida através da relação entre fatores ambientais referentes à composição do substrato aplicado, e aspectos operacionais como o TDH, o volume do reator e características do meio suporte. Dentre os reatores anaeróbios os filtros biológicos são os que apresentam maior resistência a variações de TCO, fato que se deve também a capacidade que estes, assim como os demais reatores de alta taxa, apresentam no quesito de retenção de biomassa no sistema, mesmo operados a reduzidos valores de TDH. (Chernicharo, 2016).

3.3.1. Carga Hidráulica Volumétrica e TDH

De acordo com Chernicharo et al. (1999) o parâmetro da Carga Hidráulica Volumétrica (CHV) é correspondente ao inverso do TDH, e representa o volume de esgoto aplicado a um reator, por unidade de volume do mesmo, podendo ser definida por:

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (3.1)$$

Onde:

CHV é dada em (m³/m³.d)

Q representa a vazão do sistema (m³/d).

V representa o volume do reator (m³).

Ainda segundo estes autores, de acordo com resultados obtidos em experimentos, valores acima de $5,0 \text{ m}^3/\text{m}^3\cdot\text{d}$ não devem ser utilizados para a CHV, podendo acarretar em problemas ao sistema relacionados ao arraste e perda excessiva da biomassa, diminuição da estabilização dos sólidos e a inibição ou mesmo falha total do sistema devido ao impedimento do crescimento da biomassa dentro do sistema.

Sendo o TDH totalmente ligado a CHV, a variação do primeiro implica numa alteração do segundo, e vice-versa. Chernicharo (2016) afirma que os critérios e parâmetros de projeto de filtros anaeróbios ainda são muito escassos. A norma brasileira, NBR 13.969/1997 que trata de unidades complementares no tratamento de efluentes apresenta valores recomendados para o TDH de filtros anaeróbios com base na vazão e temperatura aplicada. Andrade Neto et al. (1999), porém, consideram tais valores conservadores para alguns filtros mais modernos, ainda assim a NBR 12.209/2011 que apresenta a versão normativa mais atual para os sistemas anaeróbios de tratamento não traz nenhuma atualização direcionada aos reatores anaeróbios de leito fixo.

3.3.2. Taxa de aplicação superficial

A taxa de aplicação hidráulica superficial, por sua vez, trata do volume de esgoto aplicado ao reator, por unidade de área do seu meio suporte. Estudos realizados dentro do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB (Gonçalves et al., 1999 apud Chernicharo 2016) com uso de filtros anaeróbios com meio suporte constituído de brita constataram que com uma taxa de aplicação superficial entre 6 e $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ se conseguiu efluentes de boa qualidade.

Este parâmetro pode ser representado através da equação 3.2:

$$q_s = \frac{Q}{A} \quad (3.2)$$

Onde:

q_s é a taxa de aplicação superficial ($\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$);

Q representa a vazão do sistema (m^3/d);

A representa a área da superfície livre do meio suporte (m^2).

3.3.3. Carga Orgânica Volumétrica (COV)

A carga orgânica volumétrica (COV) é o principal parâmetro de análise da taxa de carregamento orgânico de um reator. Segundo Chernicharo et al. (1999), a COV fornece um valor para a quantidade de matéria orgânica de entrada diária no reator, por unidade de volume do mesmo, ou de seu meio suporte, como mostrado na equação 3.3:

$$COV = \frac{Q \cdot S_0}{V} \quad (3.3)$$

Sendo:

COV é dada em (kgDQO/m³·d);

Q representa a vazão média afluyente ao reator;

S₀ representa a concentração de matéria orgânica do esgoto afluyente ao reator (kgDQO/m³);

V representa o volume total do reator ou do meio suporte (a depender de qual COV se queira avaliar) dada em m³.

Observa-se que, para um mesmo volume e vazão, ou seja, para um mesmo TDH, qualquer variação na COV significa uma variação também no substrato. É possível também, a partir da relação mostrada acima, projetar o volume de um reator tendo dados sobre a matéria orgânica do despejo que será nele empregado, a COV que se irá utilizar e o conhecimento da vazão que será aplicada. Porém, de acordo com Chernicharo (2016), o dimensionamento do volume de reatores e filtros anaeróbios em geral é feito com base na CHV e conseqüentemente no TDH, sendo utilizada a COV somente quando as concentrações do esgoto são superiores a 12.000 mgDQO/L, caso de alguns efluentes industriais. As cargas operacionais em geral não ultrapassam a 12 kgDQO/m³·d, porém, os filtros tem sido dimensionados para cargas orgânicas de até 16 kgDQO/m³·d.

Segundo Gueri et al. (2018) o aumento na COV implica num aumento da produção de biogás, respeitando-se, porém a capacidade dos microrganismos do reator, pois excessivas cargas podem acarretar na inibição microbiana, provocando assim um desequilíbrio na digestão anaeróbia, problema que pode ocorrer também devido a mudanças repentinas no tipo de substrato utilizado que implicam em novas concentrações e conseqüentemente novas cargas aplicadas.

Alguns pesquisadores realizaram experimentos promovendo variações neste fator, com o intuito de conhecer e avaliar os efeitos que as alterações na COV aplicada causam aos diferentes parâmetros de análise da qualidade dos esgotos, e a sua magnitude não somente no tratamento anaeróbio, mas também em outros tipos de sistemas.

Reis (2007) operou um reator aeróbio de leito móvel com biofilme de polietileno no tratamento de esgoto sintético em cinco fases distintas, alterando a carga orgânica volumétrica das mesmas através do fator TDH. Foi obtida para a fase 1 que operava com uma COV de 8,53 kgDQO/m³·d uma remoção de 94% da DQO afluente, enquanto que para a fase 5, que operou com uma COV reduzida a metade da fase 1, no valor de 4,4 kgDQO/m³·d a remoção foi de 83%.

Nos estudos realizados por Almeida (2007) sobre a remoção de nitrogênio amoniacal por meio de filtros biológicos percoladores com diferentes materiais como meio suporte operando em duas faixas de carregamento orgânico, os resultados mostraram que para uma COV de 0,43 kgDQO/m³·d todos os filtros apresentaram valores de NH₄ insatisfatórios com relação ao padrão de lançamento da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 357/2005, mas para COV de 0,24 kgDQO/m³·d todos os filtros apresentaram efluentes satisfatórios, apontando que, mesmo em baixos valores de COV, a sua alteração pode ser de grande relevância para determinados parâmetros.

Já no âmbito do tratamento anaeróbio, Siqueira (2008) tratou diferentes tipos de vinhaça em um reator anaeróbio de leito fluidizado, promovendo a variação da COV pela mudança de substrato, sem alterar a CHV aplicada, mantendo o TDH em aproximadamente 23 horas. Imprimindo uma diferença entre as cargas de 3,33 kgDQO/m³·d para 6,68 kgDQO/m³·d entre as fases de operação I e II, respectivamente, observou-se um aumento na remoção de matéria orgânica de 53% na primeira (73 dias de operação) para 67% na segunda (62 dias de operação), em termos de DQO.

Trabalhando com filtros anaeróbios de fluxo ascendente e leito fixo, Baettker et al. (2018) promoveram análise de remoção de matéria orgânica para três materiais suporte distintos: carvão ativado, cerâmica de argila e borracha de pneu, alterando a COV por meio da redução do TDH de 8 para 4 horas. A tabela a seguir apresenta os resultados obtidos para as duas etapas.

Tabela 2 – Valores de remoção de DQO para diferentes COV aplicadas.

Etapa	Parâmetro Analisado	Material Suporte		
		Carvão	Cerâmica	Borracha
I (80 dias)	COV (kgDQO/m ³ ·d)	1,44	1,54	1,5
	DQO removida (%)	94	81	88
II (85 dias)	COV (kgDQO/m ³ ·d)	2,88	3,08	1,58
	DQO removida (%)	79	60	63

Fonte: Adaptado de Baettker et al. (2018)

É possível observar através dos resultados que nesse caso, para a redução brusca do TDH e o consequente aumento da COV, a remoção de matéria orgânica teve decréscimo para todos os materiais analisados.

Percebe-se então que as alterações da taxa de carregamento orgânico apresentam distintos impactos no tratamento de efluentes, variando de acordo com o meio de tratamento utilizado, o TDH do reator, os níveis de concentração de matéria orgânica do afluente e os parâmetros analisados. Este comportamento variável mostra ser importante o aprofundamento de estudos sobre o tema, avaliando os efeitos das alterações da TCO para os mais diversos tipos de reatores.

4. METODOLOGIA

No presente trabalho realizou-se a operação de um sistema composto por um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente utilizando borracha de pneu triturado como material suporte. Ocorreram duas etapas na operação: na primeira o sistema trabalhou tratando esgoto doméstico e, na segunda, operou com efluente de uma indústria de embalagens localizada no município de Delmiro Gouveia – AL. Esperava-se assim, promover a alteração na COV aplicada ao sistema sem alterar as suas características hidrodinâmicas, a fim de determinar a sua eficiência para diferentes taxas de carregamento orgânico e a influência da variação desse parâmetro no tratamento.

4.1. REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FIXO

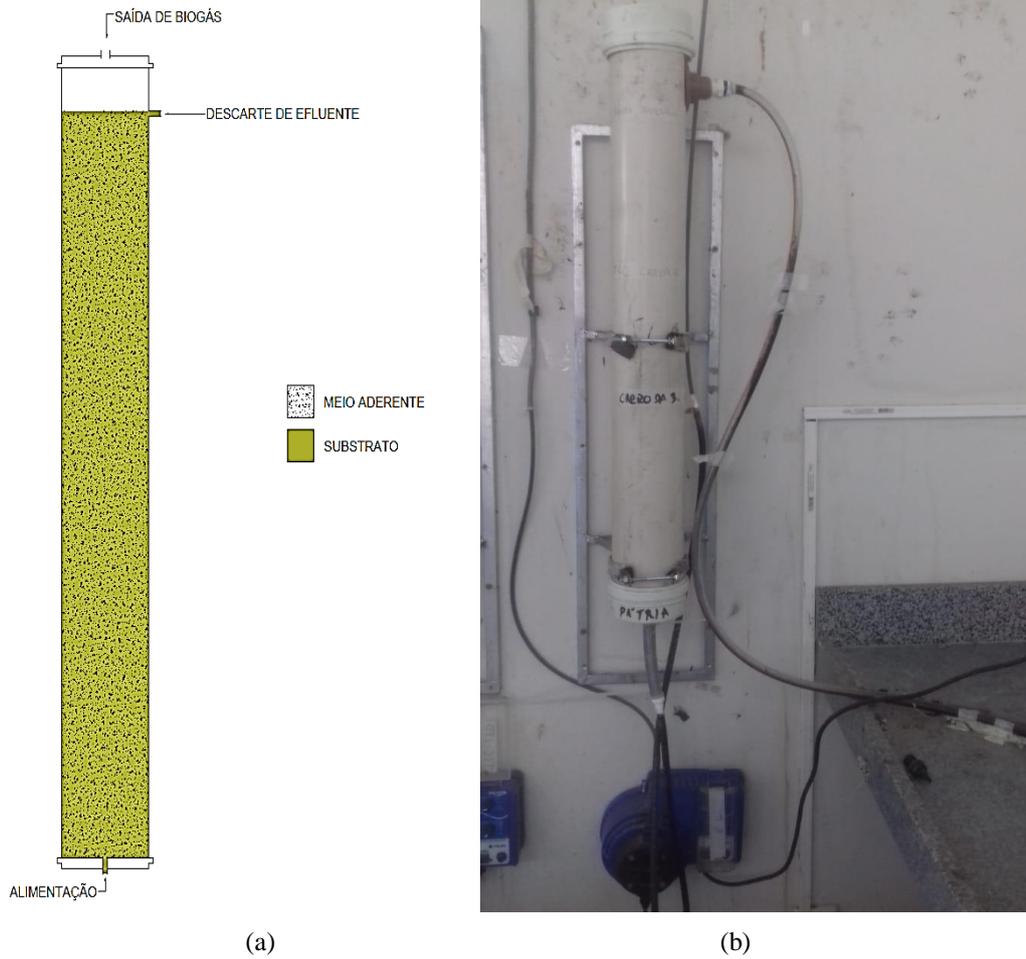
A operação utilizou um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente, também denominado como filtro biológico. O policloreto de vinila (PVC) foi o material escolhido na confecção do reator devido a sua disponibilidade, fácil manuseio, custo relativamente baixo e por impedir, por conta de sua composição, que a luminosidade incidisse no interior do reator e provocasse o crescimento de microrganismos fotossintetizantes dentro do mesmo, ocasionando problemas para a operação.

O reator possuía uma estrutura com 03 compartimentos, sendo feita sua separação por 02 telas metálicas. A primeira parte do reator era onde ocorria a entrada do afluente; em sequência, o segundo setor era constituído pela zona de tratamento anaeróbio com a presença do material suporte e grades metálicas nas extremidade, evitando o entupimento da entrada do afluente na parte inferior do reator e a perda do pneu triturado junto a saída do efluente na parte superior, respectivamente. No terceiro compartimento havia duas saídas, uma para o biogás produzido na digestão anaeróbia e outra para o descarte do efluente tratado. A estrutura do reator pode ser mais bem entendida observando a Figura 3, que traz o seu detalhamento.

Com altura total de 84 cm e diâmetro de 100 mm, o reator possuía volume total de aproximadamente 6,6 litros. A altura do compartimento com material suporte onde ocorria o tratamento anaeróbio de fato era de 76 cm, tendo assim o reator um volume reacional, que é o considerado para as projeções dos parâmetros hidrodinâmicos, de aproximadamente 5,95 litros.

Utilizou-se uma bomba dosadora tipo diafragma com fluxo em pulso (Figura 4) para a inserção do afluente através da entrada inferior do reator.

Figura 3 – (a) Configuração do reator. (b) Reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente.



Fonte: Autor (2019).

Figura 4 – Bomba dosadora tipo diafragma com fluxo em pulso.



Fonte: Autor (2019).

4.2.MATERIAL SUPORTE

Para se escolher o material que iria compor o filtro anaeróbio fez-se um estudo sobre algumas das principais características buscadas para o meio suporte, já citadas neste trabalho e também se analisou, baseando-se em pesquisas anteriores, o uso de materiais de baixo custo cuja aplicação no tratamento de efluentes apresenta boa eficiência. Com isso, decidiu-se utilizar a borracha triturada de pneu de automóvel demonstrada na Figura 5.

Figura 5 – Borracha triturada de pneu de automóvel



Fonte Autor (2019).

Dos Santos et al. (2010) e Santos et al. (2018) encontraram resultados expressivos utilizando pneu triturado como meio suporte de reatores anaeróbios, alcançando valores de eficiência de remoção de matéria orgânica acima de 80%. Aliados a tais dados encontrados para outras experiências com a utilização deste material, a disponibilidade e o fácil manuseio foram determinantes para sua adoção como material para o leito de tratamento do reator no presente trabalho.

O pneu foi conseguido em uma fábrica de pneus na cidade de Delmiro Gouveia-AL. Devido à baixa uniformidade apresentada pelo material, e para evitar entupimentos e outros problemas operacionais como caminhos preferenciais houve peneiramento (peneira nº 2,40mm) e lavagem do pneu antes da inoculação e preenchimento do reator.

4.3.OPERAÇÃO DO SISTEMA

A operação do reator ocorreu de forma contínua no espaço físico do Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Alagoas – Campus Sertão, do dia 06/02/2019 ao dia 28/03/2019, configurando um período de sete semanas. A vazão aplicada ao reator durante toda a operação foi de 0,123 mL/s, promovendo um TDH de aproximadamente 13,5 horas.

Apesar das disposições da NBR 13969/1997 recomendarem para filtros anaeróbios operando a uma temperatura acima de 25°C o TDH mínimo de 22h, a literatura mais recente, como já exposto neste trabalho, apresenta resultados satisfatórios com TDH inferiores aplicados. Sendo assim, a determinação do TDH considerou as condições de estrutura oferecidas pelo laboratório e baseou-se no valor adotado de 13,6 horas para este parâmetro na experiência desenvolvida por Santos (2018), que operou esgoto sanitário também em um filtro biológico anaeróbio, porém utilizando pedra britada em seu meio suporte, encontrando bons resultados no tratamento.

De modo geral, a operação do reator dividiu-se em duas etapas de acordo com a origem do substrato aplicado, sendo inicialmente tratado o esgoto doméstico provindo do Campus Sertão da Universidade Federal de Alagoas, analisando tal procedimento ocorrido no período de 11/02/2019 a 05/03/2019. Na segunda fase que se pode datar do dia 06/03/2019 até 28/03/2019, o reator operou com o efluente de uma fábrica de embalagens localizada no município de Delmiro Gouveia – AL. É importante salientar que a alteração do afluente ao reator ocorreu de forma contínua, a fim de avaliar também o comportamento deste diante de tal alteração.

4.3.1. Inóculo

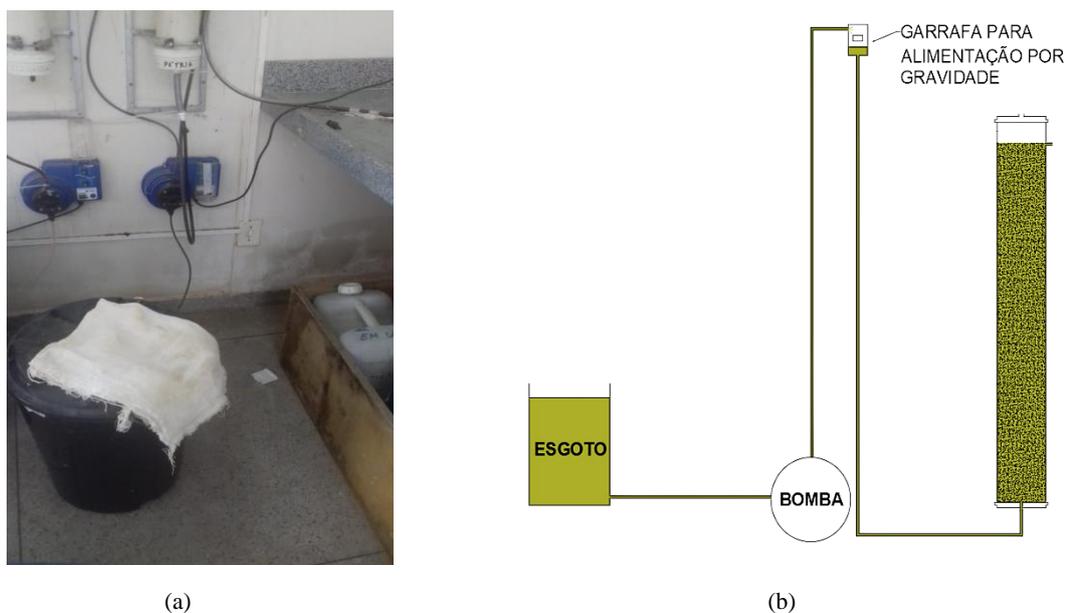
Com o intuito de otimizar a adesão da população microbiana no meio suporte, promovendo assim uma maior velocidade de estabilização do reator, executou-se, antes do início da operação, a inoculação do pneu triturado de maneira descrita por Oliveira Netto (2007). Para realização de tal processo, utilizou-se como inóculo a manta de lodo do tanque séptico da Universidade Federal de Alagoas – Campus Sertão, coletada usando uma bomba manual inserida através do ducto de ventilação do tanque. Após o processo de inoculação, o material foi inserido no interior do reator.

4.3.2. Primeira etapa: esgoto doméstico

A coleta do esgoto doméstico era realizada três vezes durante a semana, as segundas, quartas e sextas, sempre no turno da tarde, com o intuito de evitar variações bruscas nas características do substrato. O procedimento acontecia na fossa séptica do campus, inserindo uma bomba manual por meio do tubo de ventilação da mesma, captando o esgoto de uma altura intermediária para que não fosse coletado o lodo do fundo da fossa ou o esgoto de menor concentração de matéria orgânica presente no nível superior do tanque séptico.

Posteriormente a coleta, o esgoto era transportado até o Laboratório de Saneamento e colocado num recipiente plástico com volume aproximado de 100 L, a partir do qual seria feita a alimentação contínua do reator, por meio da bomba dosadora do tipo diafragma com fluxo em pulso. Atentando-se a possíveis problemas no funcionamento da bomba, como quedas de eletricidade, utilizou-se um recipiente plástico conectado a bomba, colocado num nível acima do reator para promover a alimentação por gravidade. Este mecanismo evitaria, no caso de falhas no bombeamento, que o substrato presente no reator retornasse a bomba, danificando-a e provocando perturbações no leito de reação do sistema. As configurações de alimentação do reator são demonstradas na Figura 6 a seguir.

Figura 6 – Recipiente de alimentação (a) Configuração do sistema de alimentação do reator anaeróbico (b)



Fonte: Autor (2019).

Coletava-se por semana, para amostragem, duas vezes o afluente ao reator (nas segundas e quartas) e também duas vezes o efluente do mesmo (nas terças e quintas), salvo em situações extraordinárias que exigiram a alteração da data de coleta. Era armazenada uma quantidade aproximada de 400 ml por amostra.

4.3.3. Segunda etapa: efluente industrial

A segunda etapa da operação distingue-se da primeira unicamente pela alteração na origem e composição do substrato aplicado ao reator, tendo por consequência uma variação acentuada da carga orgânica aplicada ao mesmo.

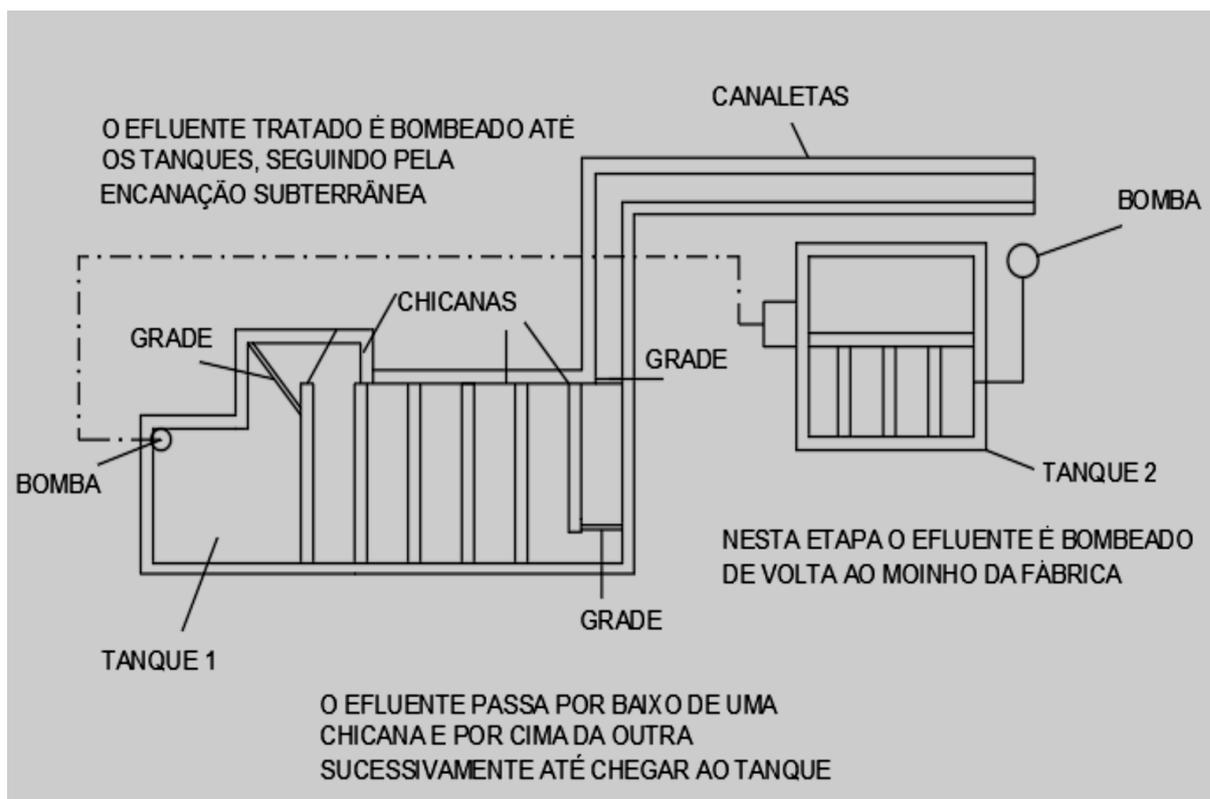
O efluente industrial utilizado nessa fase da operação era provindo de uma fábrica de embalagens que apresentava a seguinte configuração de operação: coleta de resíduos sólidos

urbanos recicláveis, lavagem do material, derretimento do mesmo, trituração e, por fim, confecção das embalagens, em geral sacos plásticos.

Dentro da própria indústria aplica-se um tratamento preliminar para os efluentes oriundos dos processos produtivos. De início, os resíduos são transportados por uma canaleta seguida de gradeamento, onde ocorre a retenção da maior parte dos sólidos grosseiros. Tais mecanismos constituem, segundo Jordão e Pessoa (2011), uma etapa de remoção de ordem física dos poluentes.

Na sequência, o sistema preliminar de tratamento apresenta uma série de chicanas por onde passa o efluente, encaminhando-se para os tanques de decantação e então é feito um bombeamento para o sistema de lavagem do plástico, reinserindo o efluente no processo produtivo da indústria, compondo assim o seu ciclo de uso. A configuração do sistema de tratamento da fábrica é apresentada na Figura 7. Por conveniência, a coleta do despejo industrial era realizada a partir do Tanque 1, onde o fluxo do efluente era contínuo, com o auxílio de um dos profissionais responsáveis pelo sistema de tratamento da indústria.

Figura 7 – Configuração do sistema de tratamento da indústria de embalagens.

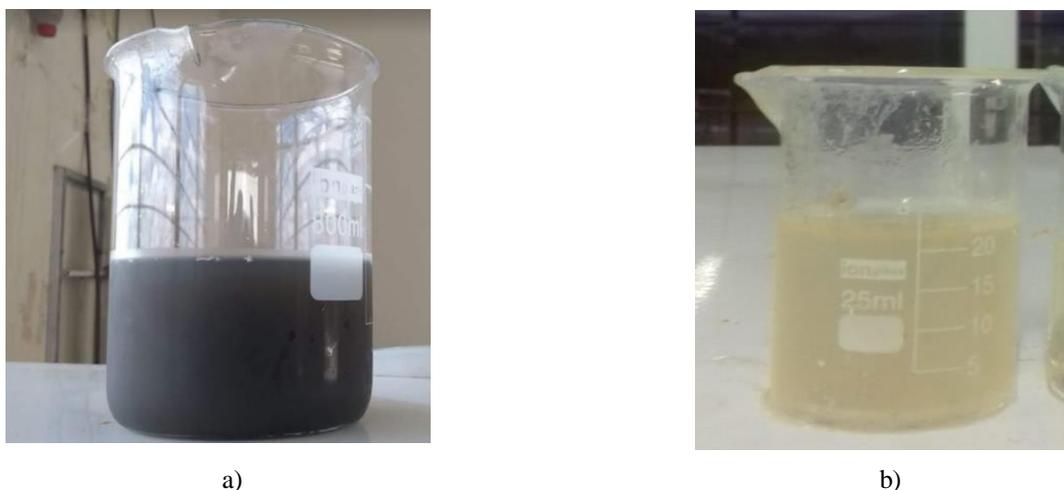


Fonte: Silva (2019).

As atividades diárias da indústria iniciam às 6h e finalizam às 17h30min. Tendo em vista que o intervalo de tempo onde não se desenvolvem processos na fábrica corresponde também ao não funcionamento do sistema de tratamento, as coletas do efluente ocorreram no período da tarde, sempre por volta das 15h30min nas segundas, quartas e sextas, exceto em casos extraordinários devido a imprevistos com o transporte para o local. Tal procedimento foi adotado para que os despejos coletados apresentassem características ambientais semelhantes.

Dentre as características que puderam ser percebidas por observação do efluente industrial destacam-se a sua baixa viscosidade e odor, além da escura coloração, como pode ser visto na Figura 8.

Figura 8 – (a) Efluente industrial coletado. (b) Esgoto doméstico coletado.



Fonte: Autor (2019).

No mais, as condições de operação, armazenamento e alimentação do reator, bem como a configuração do mesmo e a coleta das amostras para análise se deram da mesma maneira já descrita para a primeira etapa.

4.4. ANÁLISE DOS PARÂMETROS DE TRATAMENTO

Devido o Laboratório de Saneamento da UFAL - Campus Sertão não proporcionar condições para a realização dos ensaios e análises de todos os parâmetros pretendidos, as amostras coletadas eram divididas em dois recipientes e congeladas. Desta forma, no referido laboratório realizava-se com uma parte das amostras o monitoramento do pH de entrada e saída, bem como os ensaios para análise de remoção de Turbidez, Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF), e Voláteis, como também de Sólidos Totais (ST), Fixos (STF) e Voláteis (STV). Para análise da DQO, outro parâmetro de interesse do estudo, a outra parte das

amostras era levada ao Laboratório de Saneamento Ambiental do Centro de Tecnologia – CTEC do Campus A. C. Simões da UFAL, que dispunha de estrutura para tal procedimento.

A medição do pH e da turbidez foi realizada usando, respectivamente, um peagâmetro e um turbidímetro de bancada. Para análise dos parâmetros de remoção de sólidos citados no parágrafo anterior, seguiu-se a metodologia apresentada no manual intitulado Metodologia de Análises de Águas e Efluentes Líquidos, produzido também pelo Laboratório de Saneamento Ambiental do Centro de Tecnologia – CTEC do Campus A. C. Simões. A Tabela 3 contém todos os parâmetros analisados bem como os métodos utilizados e a frequência de amostragem.

Tabela 3 – Parâmetros analisados

Parâmetro	Método de Análise	Frequência de Amostragem
DQO bruta	Espectrofotométrico	2 x semana
SST	Gravimétrico	2 x semana
SSV	Gravimétrico	2 x semana
SSF	Gravimétrico	2 x semana
ST	Gravimétrico	2 x semana
STF	Gravimétrico	2 x semana
STV	Gravimétrico	2 x semana
Turbidez	Nefelométrico	2 x semana
pH	Potenciométrico	2 x semana
Vazão	-	Diária

Fonte: Autor (2019)

4.5. ANÁLISE DA VIABILIDADE DE REUSO E LANÇAMENTO

Com o intuito de avaliar a viabilidade de reuso e lançamento do seu efluente, o reator anaeróbio teve o seu desempenho analisado e o seu efluente classificado utilizando-se como base a resolução Nº 430 do CONAMA, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre os padrões de lançamento de efluentes, e o Manual de Conservação e Reuso de Água em Edificações elaborado no ano de 2005 com o convênio entre ANA, SAS/ANA, FIESP, DMA, SINDUSCON/SP e COMASP, que apresenta a classificação e características necessárias para o enquadramento de cada classe de reuso de águas residuárias.

A Tabela 4 apresenta a divisão das classes de reuso e suas principais aplicações. Nas tabelas seguintes, são apresentados os valores em cada classe para os parâmetros que devem ser observados. Foram considerados nesta avaliação somente os dados referentes a parâmetros analisados neste estudo.

Tabela 4 – Divisão das classes de avaliação da qualidade das águas de reuso.

Classes das águas de reuso	
Classe	Aplicações
1	Descarga de bacias sanitárias, lavagens de pisos e fins ornamentais, lavagem de roupas e veículos.
2	Lavagem de agregados, preparação de concreto, compactação do solo e controle de poeira.
3	Irrigação de áreas verdes e regas de jardim.
4	Resfriamento de equipamentos de ar condicionado.

Fonte: Adaptado de Sautchuk et al., (2005).

Tabela 5 – Exigências dos parâmetros para Classe de reuso 1.

Classe 1	
Parâmetros	Concentrações
Coliformes fecais	Não detectáveis
pH	Entre 6,0 e 9,0
Cor (UH)	≤ 10
Turbidez (UT)	≤ 2
Odor e aparência	Não desagradáveis
Óleos e graxas (mg/L)	≤ 1
DBO (mg/L)	≤ 10
Compostos orgânicos voláteis	Ausentes
Nitrato (mg/L)	< 10
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	≤ 20
Nitrito (mg/L)	≤ 1
Fósforo total (mg/L)	$\leq 0,1$
Sólido suspenso total (mg/L)	≤ 5

Fonte: Adaptado Sautchuk et al., (2005).

Tabela 6 – Exigências dos parâmetros para Classe de reuso 2.

Classe 2	
Parâmetros	Concentrações
Coliformes fecais (NMP/100 ml)	$\leq 1000/ml$
pH	Entre 6,0 e 9,0
Odor e aparência	Não desagradáveis
Óleos e graxas (mg/L)	$\leq 1,0$
DBO (mg/L)	≤ 30
Compostos orgânicos voláteis	Ausentes
Sólidos suspensos totais (SST)	≤ 30

Fonte: Adaptado Sautchuk et al., (2005).

Tabela 7 – Exigências dos parâmetros para Classe de reuso 3.

Classe 3	
Parâmetros	Concentrações
pH	Entre 6,0 e 9,0
Nitrogênio total (mg/L)	5 – 30
DBO (mg/L)	< 20
Turbidez (UT)	< 5
Sólidos suspensos totais (SST)	< 20
Cor aparente (UH)	< 30
Coliformes fecais (NPM/100 ml)	≤ 200/100

Fonte: Adaptado Sautchuk et al., (2005).

Tabela 8 – Exigências dos parâmetros para Classe de reuso 4.

Classe 4		
Parâmetros	Concentrações	
	Sem recirculação	Com recirculação
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	≤ 1000	≤ 500
Sólidos em suspensão totais (mg/L)	≤ 5000	≤ 100
pH	5,0 – 8,3	6,8 – 7,2
Coliformes totais (NMP/100 ml)	Sem recomendação	2,2/100
Sulfato (mg/L)	≤ 680	≤ 200
Fósforo (mg/L)	Sem recomendação	≤ 1,0
Oxigênio dissolvido	Presente	Sem recomendação
DQO (mg/L)	≤ 75	≤ 75

Fonte: Adaptado SAUTCHUK et al., (2005).

Sendo assim, compararam-se os valores encontrados na operação para os parâmetros estudados com os encontrados nesta classificação das águas de reuso, determinando se o efluente do reator anaeróbio se enquadra em alguma das classes apresentadas e comparando também as suas características com os padrões de lançamento requeridos na Resolução CONAMA de 2011, citada no início deste item do trabalho.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para que se possa abordar melhor tanto a influência da alteração do substrato aplicado ao reator, quanto o seu comportamento e a qualidade de seu efluente nas duas etapas já definidas da operação, serão apresentados os resultados gerais referentes a todo o período em que o reator foi operado, discutindo os impactos notados com a mudança do afluente e fazendo uma abordagem mais detalhada para os valores obtidos em cada uma das etapas em que este processo foi dividido. Posteriormente, será explanada a análise sobre a viabilidade de reuso e lançamento a partir dos parâmetros estudados.

O sistema foi operado durante 51 dias corridos, sendo a coleta das amostras realizada a partir do quinto dia de operação. Tal medida foi adotada com o intuito de evitar que o efluente inicial analisado sofresse a influência de sólidos grosseiros advindos do processo de inoculação.

5.1.RESULTADOS GERAIS

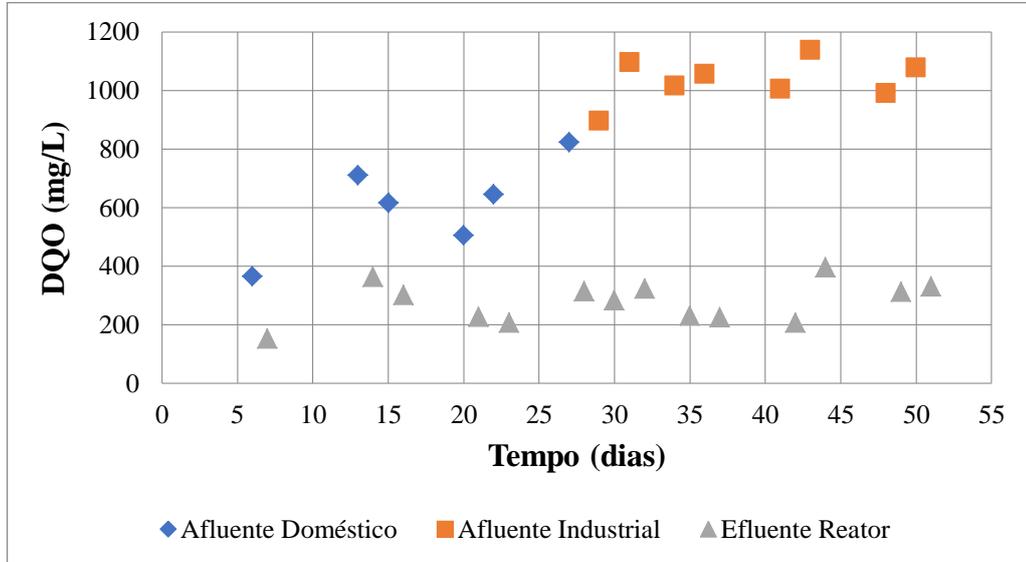
Sendo a variação no carregamento orgânico um dos principais focos da discussão do presente trabalho, fez-se necessário verificar se de fato a alteração imposta à origem do afluente do reator anaeróbico ocasionou tal variação do parâmetro em questão. Encontraram-se valores médios para a COV aplicada de $1,08 \pm 0,29$ e $1,85 \pm 0,13$ KgDQO/m³·dia na primeira e segunda etapa da operação, respectivamente. Obteve-se deste modo para o efluente industrial, uma carga orgânica que mesmo não apresentando valores muito elevados, quase dobrou o carregamento obtido para o esgoto doméstico.

No que diz respeito à DQO aplicada ao sistema, os valores médios para primeira e segunda etapa, respectivamente, foram de $610,20 \pm 159,62$ e $1033,90 \pm 55,61$ mg/L, já seus respectivos valores de DQO de saída apresentaram na média valores de $260,20 \pm 78,21$ e $287,80 \pm 70,65$ mg/L. A Figura 9 mostra o perfil temporal dos resultados conseguidos para remoção de DQO em ambas as etapas da operação.

A eficiência média do sistema, quanto à remoção da DQO variou positivamente no comparativo entre a primeira e segunda etapa, sendo alcançada remoção de 57,24% quando aplicado afluente provindo de esgoto doméstico, e 72,22% quando o reator trabalhou com afluente oriundo de despejo industrial. Na Figura 10 pode-se observar a linha de eficiência do sistema para tal parâmetro durante toda a operação. Para melhor entendimento dos gráficos quanto à origem do substrato aplicado ao filtro biológico, serão usados o termo Afluente

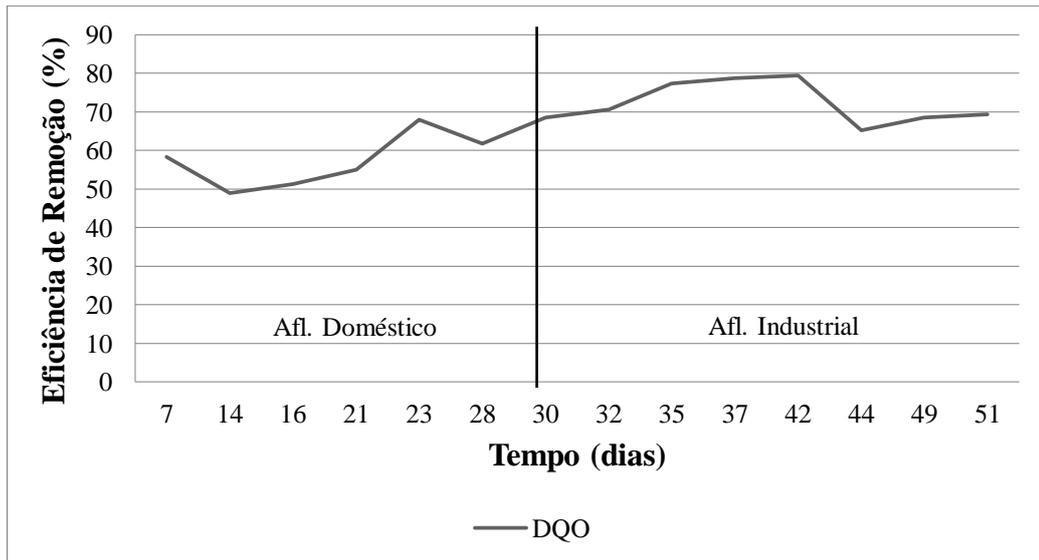
Doméstico e Afluente Industrial, e para classificação dos valores obtidos no tratamento será usado o termo Efluente Reator.

Figura 9 – Perfil temporal da remoção de DQO para a operação completa



Fonte: Autor (2019).

Figura 10 – Eficiência na remoção de DQO para a operação completa



Fonte: Autor (2019).

Este aumento na eficiência de remoção da DQO aplicada, quando aumentada a COV imprimida ao reator também foi observado no trabalho desenvolvido por Siqueira (2008), que, dobrando o carregamento orgânico de um reator anaeróbio de leito fluidificado em escala de bancada sem alterar o seu TDH, de modo semelhante ao presente trabalho, conseguiu aumentar os valores de eficiência para remoção de DQO de 53 para 67%. O material suporte utilizado no referido experimento era o poliestireno. Por sua vez, Baetker et al. (2018) ao

promover a elevação da COV por meio da redução do TDH de oito para quatro horas, para reatores anaeróbios de leito fixo com diferentes materiais, verificou eficiências menores em todos eles. Dentre tais reatores estudados, um deles utilizava também como material suporte a borracha de pneu triturado e apresentou um decréscimo de eficiência após a alteração dos parâmetros da TCO superior a 20%, no que se refere à DQO. Este tipo de redução também foi observada por Perez et al (2005), que ao elevar a COV de 6,3 para 12,3 kgDQO/m³-dia através da redução do TDH também em um reator anaeróbio de leito fixo, percebeu a diminuição na remoção de DQO de 75,5 para 61,42%. Com isso é possível afirmar que o aumento da TCO pode ser benéfico ou prejudicial aos reatores anaeróbios, a depender da forma como tal variação é proporcionada e da sua configuração.

Entrando em uma análise individual de cada fase do experimento, a Tabela 9 apresenta os valores de DQO afluente e efluente e sua respectiva eficiência de remoção para as amostras coletadas durante a etapa de tratamento com afluente doméstico. Por problemas com o transporte e armazenamento, as concentrações de DQO da amostra referente aos dias 13/02/2019 e 14/02/2019 não foram aferidas.

Tabela 9 – Análise da DQO para a operação com afluente doméstico.

Primeira Etapa - Afluente Doméstico			
Data	Tipo	DQO (mg/L)	Remoção (%)
11.02	Afluente	365	
12.02	Efluente	152	58,36
13.02	Afluente	-	-
14.02	Efluente	-	-
18.02	Afluente	710	
19.02	Efluente	362	49,01
20.02	Afluente	616	
21.02	Efluente	300	51,30
25.02	Afluente	504	
26.02	Efluente	227	54,96
27.02	Afluente	644	
28.02	Efluente	206	68,01
04.03	Afluente	822	
05.03	Efluente	314	61,80
Valores Médios	Afluente	610,20 ± 159,62	
	Efluente	260,20 ± 78,21	57,24 ± 7,02

Fonte: Autor (2019).

As oscilações observadas na eficiência do tratamento de esgoto por processos biológicos são em geral comuns, inerentes ao comportamento da biomassa. Para o presente

trabalho, porém, problemas na alimentação do reator oriundos da interrupção do funcionamento da bomba devido a quedas de eletricidade prolongadas por quase 4 horas na segunda semana de operação podem ter contribuído para o decréscimo da remoção do parâmetro observado. Santos (2018), operando um filtro anaeróbio preenchido com brita no pós-tratamento de um reator combinado aeróbio-anaeróbio que tratava esgoto doméstico, com TDH de 13,6 horas, similar ao do presente trabalho, observou remoção média de 66% na DQO do despejo, valor próximo da máxima remoção encontrada nesta etapa. Tratando também esgoto doméstico, Santos et al. (2018) conseguiram eficiências médias de remoção de DQO de 81,5% trabalhando com um reator anaeróbio de leito fixo com pneu triturado como meio suporte, para concentrações afluentes em torno de $543,19 \pm 153,45$ mg/L e TDH de 24 horas. Percebe-se que o aumento do TDH proporcionou ao reator melhor desempenho, considerando que no presente trabalho, com condições ambientais do substrato e do reator equivalentes, mas com uma detenção hidráulica reduzida pela metade a eficiência foi menor.

Analisando a segunda fase do tratamento, trabalhada com efluente industrial, observa-se na Tabela 10 os dados obtidos referentes à matéria orgânica em termos de DQO.

Tabela 10 – Análise da DQO para a operação com afluente industrial.

Segunda Etapa - Afluente Industrial			
Data	Tipo	DQO (mg/L)	Remoção (%)
06.03	Afluente	896	68,53
07.03	Efluente	282	
08.03	Afluente	1096	70,62
09.03	Efluente	322	
11.03	Afluente	1015	77,34
12.03	Efluente	230	
13.03	Afluente	1055	78,77
14.03	Efluente	224	
18.03	Afluente	1005	79,40
19.03	Efluente	207	
20.03	Afluente	1137	65,26
21.03	Efluente	395	
25.03	Afluente	990	68,48
26.03	Efluente	312	
27.03	Afluente	1077	69,36
28.03	Efluente	330	
Valores	Afluente	$1033,90 \pm 55,61$	$72,22 \pm 5,78$
Médios	Efluente	$287,80 \pm 70,65$	

Fonte: Autor (2019).

Vê-se através dos dados desta tabela e da linha de eficiência apresentada no gráfico da Figura 10 que a evolução temporal da remoção de matéria orgânica para DQO mostrou-se crescente em quase toda a etapa, tendo um decréscimo apenas no sexto par de amostras, mas logo retomando a curva ascendente de eficiência para o reator. Tratando efluente industrial da produção de Lisina com um filtro biológico anaeróbio de argila expandida e espuma de poliuretano, Araújo Jr (2006) encontrou eficiência média de remoção de DQO de 60%, para COV aplicada de 1,81 kgDQO/m³·dia com TDH de 17 horas. Numa comparação com outra via anaeróbia de tratamento de efluentes é válido citar o trabalho desenvolvido por Silva (2019), que operando um reator em batelada com tempo de ciclo de 13,4 horas para tratar o efluente industrial de uma fábrica de embalagens com a mesma faixa de valores médios de concentração de DQO que os do presente trabalho, verificou 68% de remoção média para tal parâmetro. Considerando que o afluente industrial aplicado ao reator era anteriormente submetido somente ao tratamento de retenção de sólidos grosseiros, o nível médio de remoção de DQO é interessante, indicando a viabilidade do seu emprego no tratamento de despejos industriais desse tipo.

Como já discutido, sabe-se que o conhecimento da quantificação de matéria orgânica, aliado as informações referentes à operação e ao reator permite a obtenção da TCO, um dos principais parâmetros usados para aferir a capacidade dos sistemas de tratamento. Assim, a partir dos valores encontrados para DQO calculou-se os valores para COV de todas as amostras coletadas, sendo estes apresentados nas Tabelas 11 e 12 para as fases estudadas.

A COV removida é obtida pela diferença entre os valores de entrada e saída do reator. O cálculo destes valores permite a elaboração do gráfico COV aplicada/COV removida, outra importante ferramenta de facilitação da análise do comportamento de reatores, pois se pode a partir deste gráfico chegar à equação da reta para uma linha de tendência da eficiência.

Quanto mais a próximo o coeficiente linear da linha de tendência for de 1,0, melhores são os resultados obtidos na remoção de matéria orgânica do sistema, pois indica que a carga orgânica removida se aproxima da carga orgânica aplicada, significando assim eficiências maiores no tratamento. Percebe-se então que é atestada pelos gráficos das Figuras 11 e 12 a maior eficiência durante a fase operada com afluente industrial cuja linha de tendência apresentou coeficiente linear igual a 0,65, em relação à etapa onde se tratou afluente doméstico onde se obteve o valor de 0,6074 para o coeficiente.

Tabela 11 – Valores da COV para a operação com afluente doméstico.

Primeira Etapa - Afluente Doméstico			
Data	Tipo	COV (kg DQO/m³·dia)	COV Removida (kg DQO/m³·dia)
11.02	Afluente	0,65	
12.02	Efluente	0,27	0,38
13.02	Afluente	-	
14.02	Efluente	-	-
18.02	Afluente	1,27	
19.02	Efluente	0,65	0,62
20.02	Afluente	1,10	
21.02	Efluente	0,54	0,56
25.02	Afluente	0,90	
26.02	Efluente	0,41	0,49
27.02	Afluente	1,15	
28.02	Efluente	0,37	0,78
04.03	Afluente	1,47	
05.03	Efluente	0,56	0,91
Valores	Afluente	1,08 ± 0,29	
Médios	Efluente	0,46 ± 0,14	0,63 ± 0,19

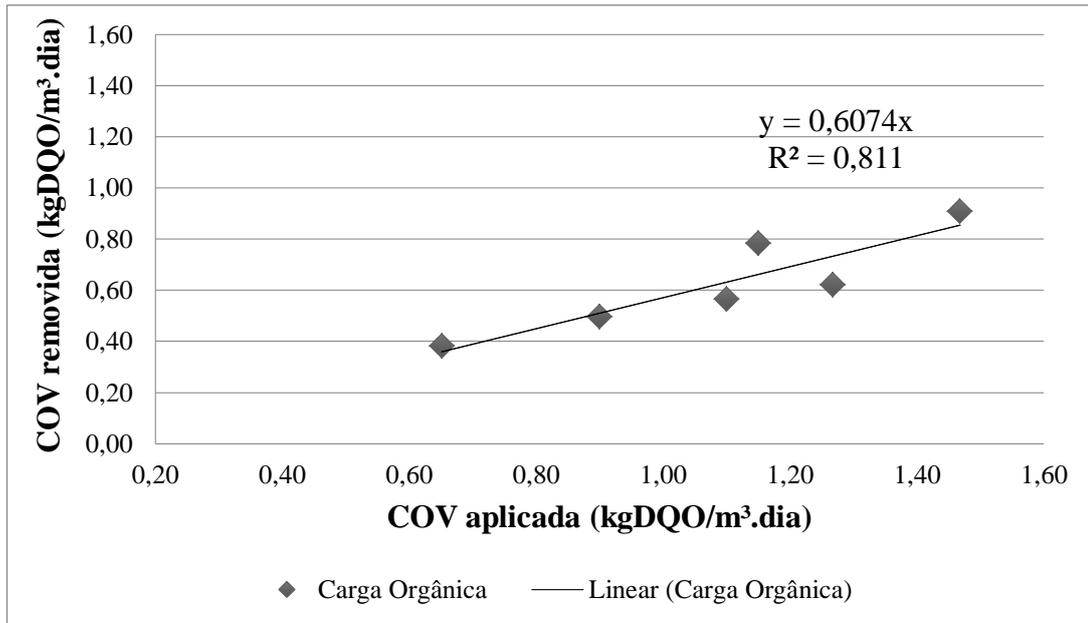
Fonte: Autor (2019).

Tabela 12 – Valores da COV para a operação com afluente industrial.

Segunda Etapa - Afluente Industrial			
Data	Tipo	COV (kg DQO/m³·dia)	COV Removida (kg DQO/m³·dia)
06.03	Afluente	1,60	
07.03	Efluente	0,50	1,10
08.03	Afluente	1,96	
09.03	Efluente	0,58	1,38
11.03	Afluente	1,81	
12.03	Efluente	0,41	1,40
13.03	Afluente	1,88	
14.03	Efluente	0,40	1,48
18.03	Afluente	1,80	
19.03	Efluente	0,37	1,43
20.03	Afluente	2,03	
21.03	Efluente	0,71	1,33
25.03	Afluente	1,77	
26.03	Efluente	0,56	1,21
27.03	Afluente	1,92	
28.03	Efluente	0,59	1,33
Valores	Afluente	1,85 ± 0,13	
Médios	Efluente	0,51 ± 0,13	1,33 ± 0,12

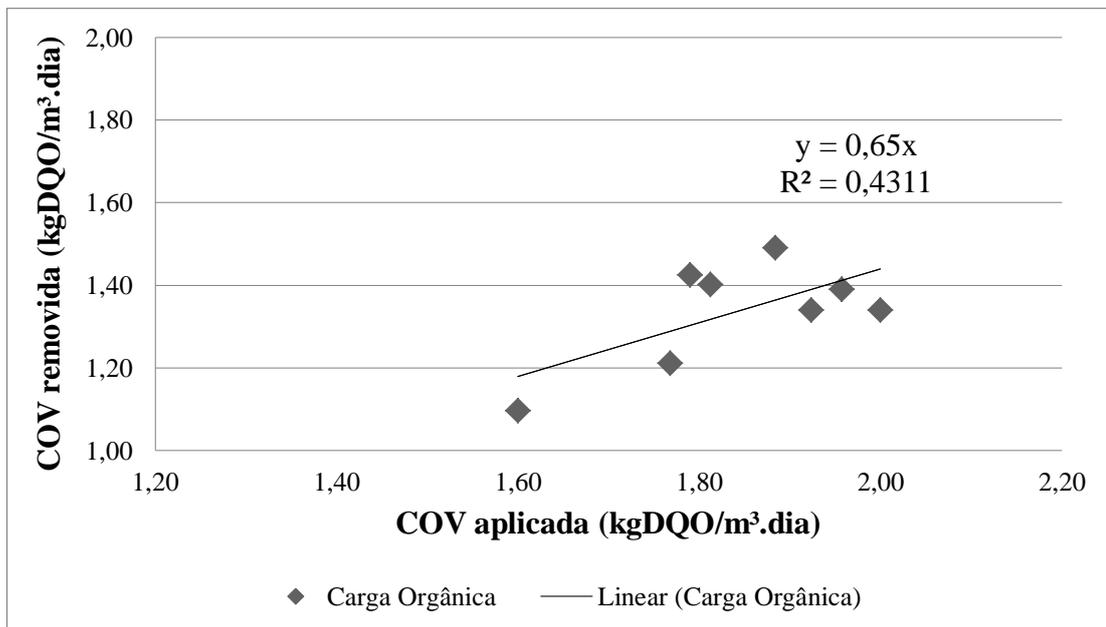
Fonte: Autor (2019).

Figura 11 – Relação COV aplicada/COV removida quando operado afluyente doméstico.



Fonte: Autor (2019).

Figura 12 – Relação COV aplicada/COV removida quando operado afluyente industrial.

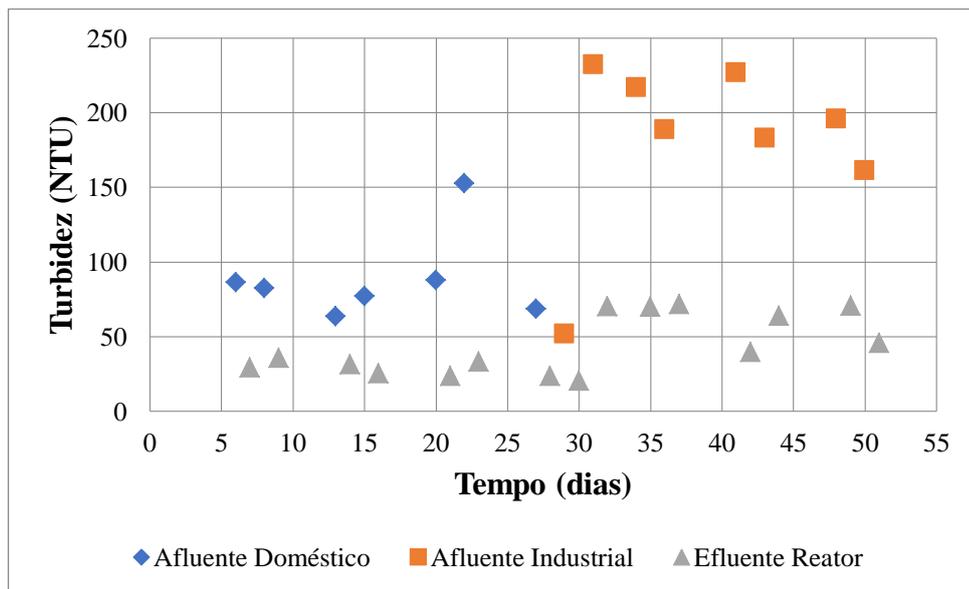


Fonte: Autor (2019).

Com relação ao parâmetro turbidez, o reator apresentou eficiências médias semelhantes nas duas etapas operadas, sendo 65,22% de remoção na primeira e 67,83% durante a segunda. Os valores médios de turbidez foram de $88,57 \pm 29,79$ e $29,06 \pm 4,85$ NTU para afluyente e efluente, respectivamente, durante a etapa inicial, e respectivas médias para entrada e saída de $200,86 \pm 57,80$ e $61,84 \pm 19,12$ NTU no reator na etapa final.

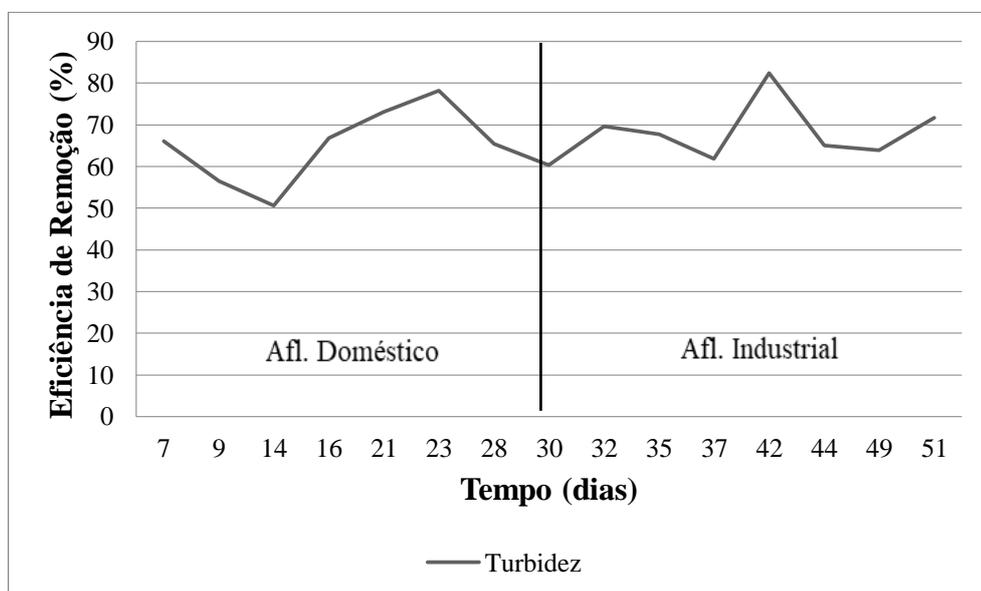
É possível observar através das Figuras 13 e 14 que a alteração do afluente ao reator não ocasionou variações significativas na sua eficiência. Nota-se também que esta remoção sofre oscilações durante todo o período estudado para ambas às fases do tratamento. O fato de o reator apresentar eficiências semelhantes e, ainda que razoavelmente, maiores remoções quando impostos níveis de turbidez mais elevados é um bom indicativo, pois sugere que este possua maior capacidade de tratamento de tal parâmetro e conseqüentemente a possibilidade de aplicação para outros tipos de despejos, elevando dessa forma a sua versatilidade.

Figura 13 – Perfil temporal da remoção da turbidez para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

Figura 14 – Eficiência da remoção da turbidez para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

A diferença acentuada na média dos valores para o afluente nas distintas etapas era já esperada desde a análise visual dos despejos, apresentando o rejeito industrial um aspecto muito mais opaco que o esgoto doméstico, como pode ser observado através da Figura 8. Os valores para as amostras coletadas na etapa com afluente doméstico estão na Tabela 13.

Tabela 13 – Análise da Turbidez para a operação com afluente doméstico.

Primeira Etapa - Afluente Doméstico			
Data	Tipo	Turbidez (NTU)	Remoção (%)
11.02	Afluente	86,5	66,01
12.02	Efluente	29,4	
13.02	Afluente	82,7	56,47
14.02	Efluente	36	
18.02	Afluente	63,8	50,63
19.02	Efluente	31,5	
20.02	Afluente	77,2	66,84
21.02	Efluente	25,6	
25.02	Afluente	88,1	73,10
26.02	Efluente	23,7	
27.02	Afluente	153	78,17
28.02	Efluente	33,4	
04.03	Afluente	68,7	65,36
05.03	Efluente	23,8	
Valores	Afluente	88,57 ± 29,79	65,22 ± 9,33
Médios	Efluente	29,06 ± 4,85	

Fonte: Autor (2019).

Tratando esgoto bruto com turbidez média de $100 \pm 43,8$ NTU através de reator anaeróbio de leito fixo com suporte de coco verde e TDH variando de 12 horas, Cruz (2009) conseguiu um efluente com média de $52 \pm 22,2$ NTU, atingindo eficiência de remoção em torno de 50%. Destaca-se que para afluente com níveis de turbidez similares e TDH muito próximo ao da primeira etapa do experimento relatado no presente trabalho, obteve-se menor percentual de remoção.

Foi observado que para a primeira amostra da segunda etapa o valor de turbidez afluente mostrou-se muito abaixo dos demais subsequentes, sendo o único destoante, resultado que pode ter ocorrido devido à redução drástica da atividade industrial nos dois dias anteriores e no dia da coleta. Sendo assim, julgou-se interessante desconsiderá-lo para o cálculo da média afluente, já que os demais valores encontram-se numa faixa próxima e a quantidade de amostras é equivalente a da fase com esgoto doméstico. A Tabela 14 traz os valores para todas as amostras coletadas na etapa com afluente industrial.

Tabela 14 – Análise da Turbidez para a operação com afluyente industrial.

Segunda Etapa - Afluyente Industrial			
Data	Tipo	Turbidez (NTU)	Remoção (%)
06.03	Afluyente	51,9	60,31
07.03	Efluyente	20,6	
08.03	Afluyente	232,5	69,68
09.03	Efluyente	70,5	
11.03	Afluyente	217	67,74
12.03	Efluyente	70	
13.03	Afluyente	189	61,90
14.03	Efluyente	72	
18.03	Afluyente	227	82,42
19.03	Efluyente	39,9	
20.03	Afluyente	183	65,03
21.03	Efluyente	64	
25.03	Afluyente	196	63,88
26.03	Efluyente	70,8	
27.03	Afluyente	161,5	71,70
28.03	Efluyente	45,7	
Valores	Afluyente	200,86 ± 57,80	67,83 ± 7,04
Médios	Efluyente	61,84 ± 19,12	

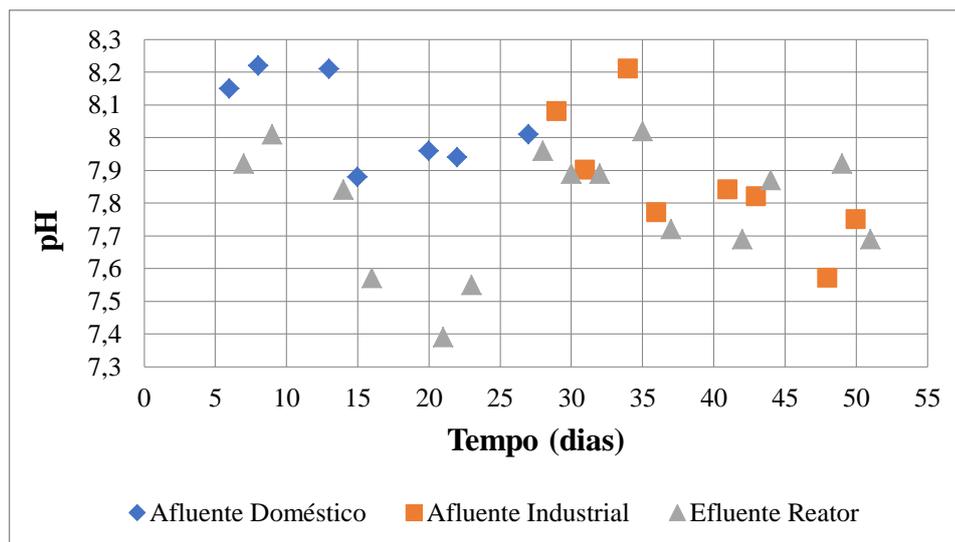
Fonte: Autor (2019).

Analisando também a turbidez na segunda etapa deste experimento e comparando com os valores obtidos por Silva (2019), que obteve eficiência de remoção média de 20% com um reator em regime de batelada, nota-se que o desempenho do reator de pneu triturado foi bem superior, mostrando-se ser mais indicado para tratamento de tal parâmetro.

Sendo a medição da turbidez atrelada geralmente à qualidade de águas, verifica-se sua importância no âmbito do tratamento de esgoto e demais efluentes, haja vista que quase sempre a finalidade desejada é alcançar níveis aptos para o lançamento em corpos hídricos.

Atentando-se para a sensibilidade dos microrganismos do reator às variações no pH do meio, principalmente na fase de metanogênese, fez-se o monitoramento do afluyente e efluyente para tal parâmetro durante toda a operação. Na fase com esgoto doméstico os valores médios para o pH afluyente e efluyente foram respectivamente $8,05 \pm 0,14$ e $7,75 \pm 0,24$, e na fase trabalhada com efluyente industrial obteve-se pH médio de entrada ao reator de $7,87 \pm 0,20$ e média $7,84 \pm 0,12$ de saída do mesmo. A Figura 15 apresenta o perfil temporal completo dos valores do pH alcançados na operação, enquanto na Tabela 15 e 16 são mostrados os valores para cada etapa.

Figura 15 – Perfil temporal do monitoramento do pH para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

É interessante notar que na segunda etapa da operação o pH afluente apresentou-se em geral levemente inferior ao da primeira fase. Por sua vez, a diminuição dos valores com relação ao efluente mostrou-se maior durante a primeira etapa do estudo, no entanto, a mudança da origem do afluente não representou nenhuma variação significativa no pH do sistema. Sendo a faixa de tolerância adequada para o pH de sistemas como o deste trabalho colocada por Chernicharo (2016) entre 6,0 e 8,3, pôde-se concluir que o meio onde ocorreu a operação enquadrava-se nesta faixa em todo o período estudado.

Tabela 15 – Análise do pH para a operação com afluente doméstico.

Primeira Etapa - Afluente Doméstico		
Data	Tipo	pH
11.02	Afluente	8,15
12.02	Efluente	7,92
13.02	Afluente	8,22
14.02	Efluente	8,01
18.02	Afluente	8,21
19.02	Efluente	7,84
20.02	Afluente	7,88
21.02	Efluente	7,57
25.02	Afluente	7,96
26.02	Efluente	7,39
27.02	Afluente	7,94
28.02	Efluente	7,55
04.03	Afluente	8,01
05.03	Efluente	7,96
Valores	Afluente	$8,05 \pm 0,14$
Médios	Efluente	$7,75 \pm 0,24$

Fonte: Autor (2019).

Tabela 16 – Análise do pH para a operação com afluente industrial.

Segunda Etapa - Afluente Industrial		
Data	Tipo	pH
06.03	Afluente	8,08
07.03	Efluente	7,89
08.03	Afluente	7,9
09.03	Efluente	7,89
11.03	Afluente	8,21
12.03	Efluente	8,02
13.03	Afluente	7,77
14.03	Efluente	7,72
18.03	Afluente	7,84
19.03	Efluente	7,69
20.03	Afluente	7,82
21.03	Efluente	7,87
25.03	Afluente	7,57
26.03	Efluente	7,92
27.03	Afluente	7,75
28.03	Efluente	7,69
Valores	Afluente	7,87 ± 0,20
Médios	Efluente	7,84 ± 0,12

Fonte: Autor (2019).

No que se refere à análise de sólidos suspensos, os ensaios realizados forneceram dados que permitiram observar o forte incremento nos níveis de tal parâmetro devido à alteração do afluente, apresentando o despejo industrial aplicado na segunda etapa da operação uma elevada concentração de sólidos, se comparado ao esgoto doméstico. Foi possível também, além de analisar a remoção de SST, observar o comportamento do tratamento atentando-se a classificação química dos sólidos presentes no meio, verificando a remoção para SSV e SSF, onde enquanto para o segundo obteve-se comportamento semelhante ao primeiro, para o terceiro parâmetro observou-se elevada oscilação na remoção em todo o período operado. A Tabela 17 apresenta os valores médios das eficiências de remoção de SST, SSV e SSF, para as distintas fases da operação.

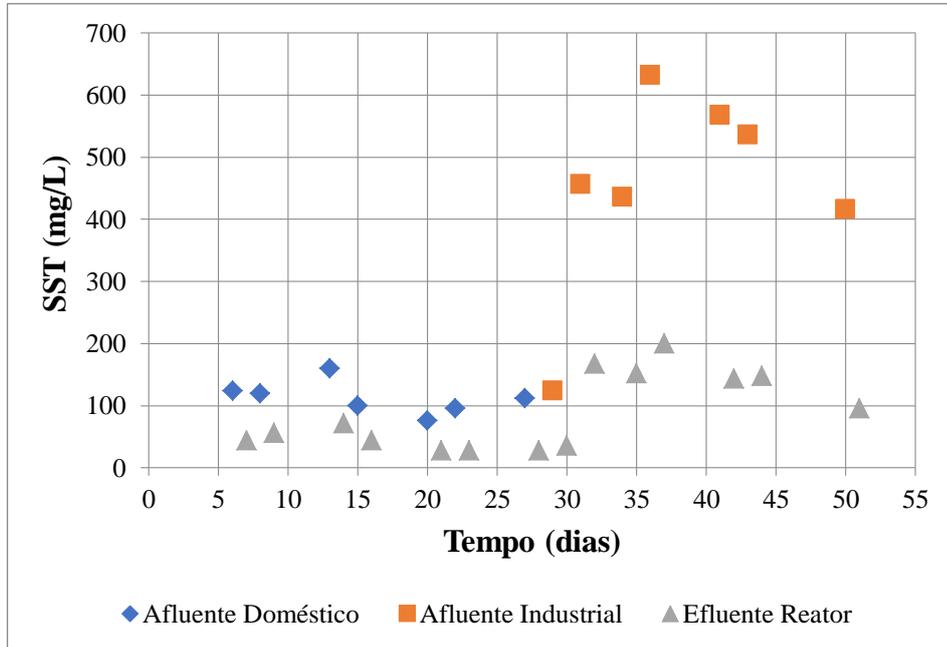
Tabela 17 – Eficiência de Remoção de SST, SSV e SSF nas diferentes etapas da operação.

Parâmetros	Eficiência média de remoção (%)	
	Afluente Doméstico	Afluente Industrial
SST (mg/L)	54,73	70,23
SSV (mg/L)	62,79	70,29
SSF (mg/L)	59,72	76,52

Fonte: Autor (2019).

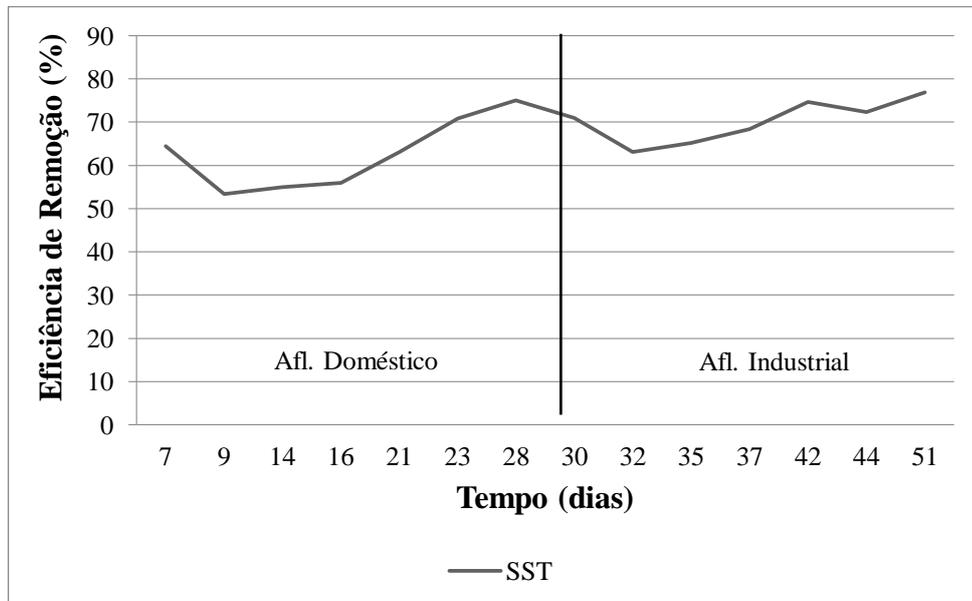
As Figuras 16 e 17 mostram o perfil temporal completo dos valores de entrada e saída de SST e a eficiência do reator para sua remoção, respectivamente, evidenciando o aumento dessas quantidades de entrada ao se alterar o afluente.

Figura 16 – Perfil temporal da remoção de SST para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

Figura 17 – Eficiência da remoção de SST para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

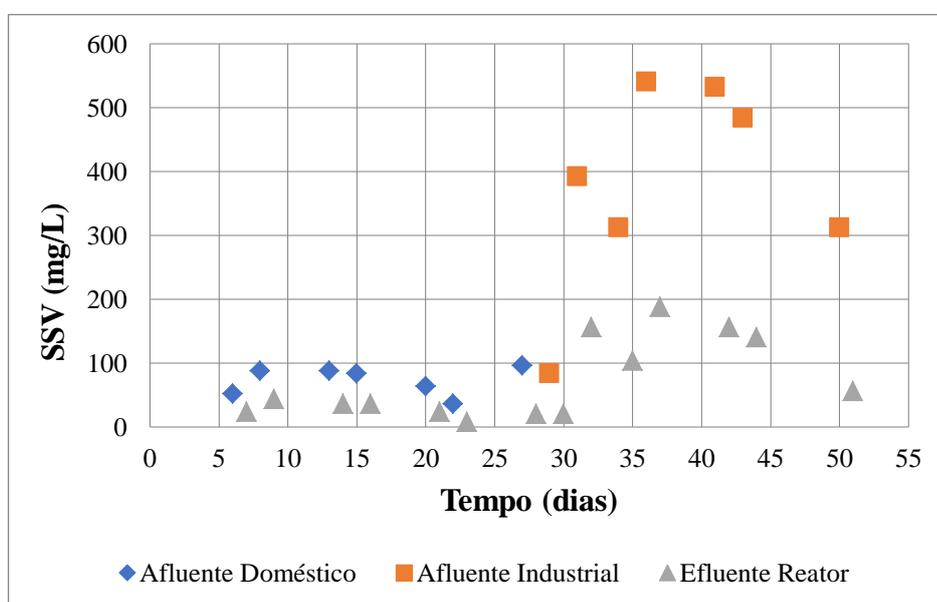
O comportamento do reator anaeróbio para o parâmetro em questão diante do aumento da COV aplicada assemelhou-se com o apresentado pelo reator anaeróbio de leito fluidificado

operado por Siqueira (2008), onde dobrando a carga aplicada, encontrou-se os valores médios no efluente de 336 ± 142 e 592 ± 128 mg/L, para a primeira e segunda fase da operação, respectivamente. No presente trabalho, ao impor o aumento da COV e consequentemente da taxa de sólidos aplicada ao reator, o valor de SST médio para o efluente que era de $42,86 \pm 16,77$ mg/L na primeira etapa, passou para $151,33 \pm 33,98$ mg/L após tal incremento.

Pérez et al. (2005), operando um reator anaeróbio de leito fixo preenchido com plástico corrugado, promovendo a elevação da COV aplicada de 6,29 para 12,32 KgDQO/m³-dia por meio da redução do TDH verificou para alteração do carregamento orgânico sem mudança de afluente, aumento menos expressivo para as taxas de SST do efluente, uma variação em torno de 15%.

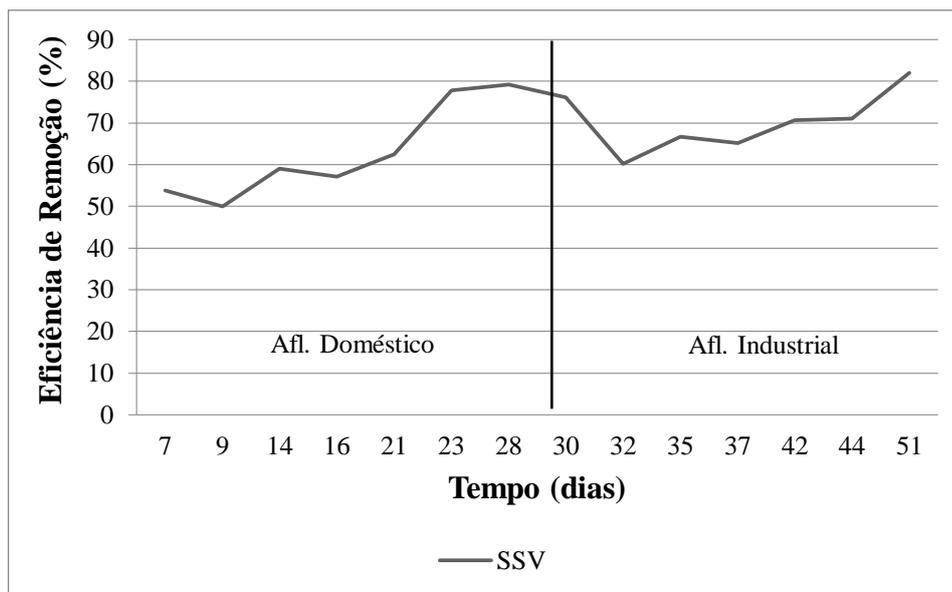
Para os SSV, os gráficos com os valores de afluente e efluente, assim como o de eficiência de remoção presentes na Figura 18 e 19, respectivamente, mostram-se semelhantes aos já expostos para SST, indicando um comportamento parecido do reator para ambos. Verificou-se que na alteração do afluente aplicado houve para os dois parâmetros uma leve queda momentânea na eficiência de remoção, sendo logo retomada a curva ascendente para a mesma. Esta queda pode ser atribuída à súbita elevação na quantidade de sólidos inserida, percebida no intervalo entre a primeira e segunda amostra do afluente industrial. Tal elevação permite notar também, que apesar da remoção ser mais eficiente nesta etapa, os efluentes apresentaram concentrações médias superiores as da fase anterior.

Figura 18 – Perfil temporal de SSV para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

Figura 19 – Eficiência da remoção de SSV para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

Araújo Jr (2006), operando um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente com espuma de poliuretano e argila expandida como material suporte no tratamento de despejos industriais dos processos produtivos de lisina encontrou para etapas de tratamento com COV variando de 1,37 para 1,81 kgDQO/m³·dia por meio da redução do TDH de 24 para 17 horas, respectivamente, aumento na eficiência de remoção dos SSV de 72,4% na primeira, para 77,5% na segunda fase do tratamento.

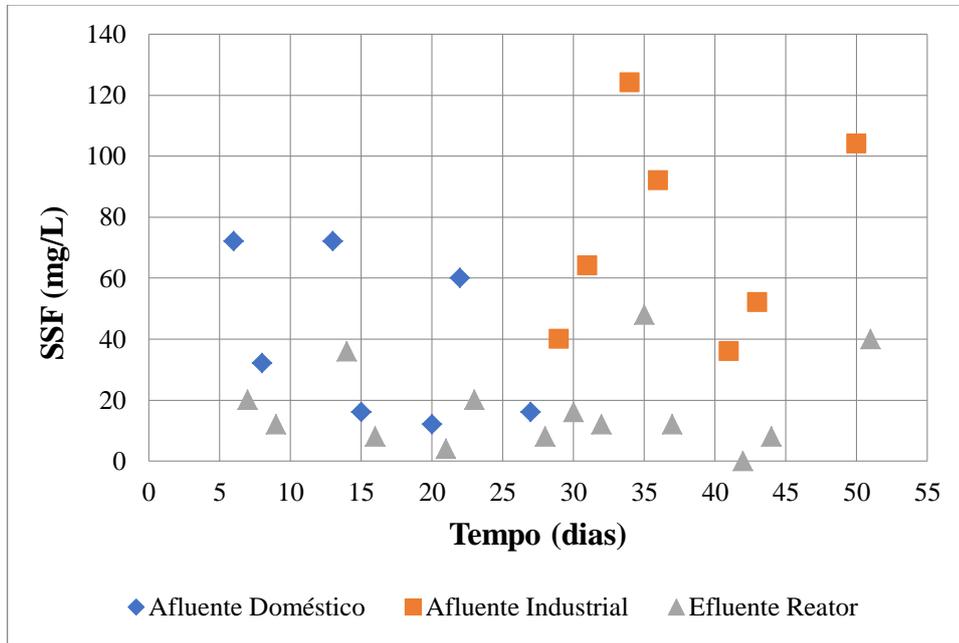
Sabendo da participação dos sólidos voláteis no potencial poluidor de determinado efluente, como coloca Siqueira (2008), e conhecendo a relação de tal potencial com a COV, a verificação de sua remoção mostra-se de notável importância no âmbito do tratamento de águas residuárias em geral.

Na avaliação do comportamento dos SSF os valores medidos configuraram acentuadas oscilações dentro da análise temporal tanto para a primeira quanto para a segunda etapa da operação. Observou-se, no entanto, que a eficiência de remoção esteve sempre acima de 50%, sendo, como já adiantado na Tabela 17, mais elevada durante a etapa trabalhada com afluente industrial.

No comparativo entre as etapas do tratamento, verificou-se menor diferença entre os valores apresentados pelo efluente para as distintas COV impostas, com relação aos dois parâmetros anteriormente discutidos referentes aos sólidos em suspensão. Enquanto para o efluente oriundo do tratamento de esgoto doméstico a média de SSF foi de $15,45 \pm 10,93$

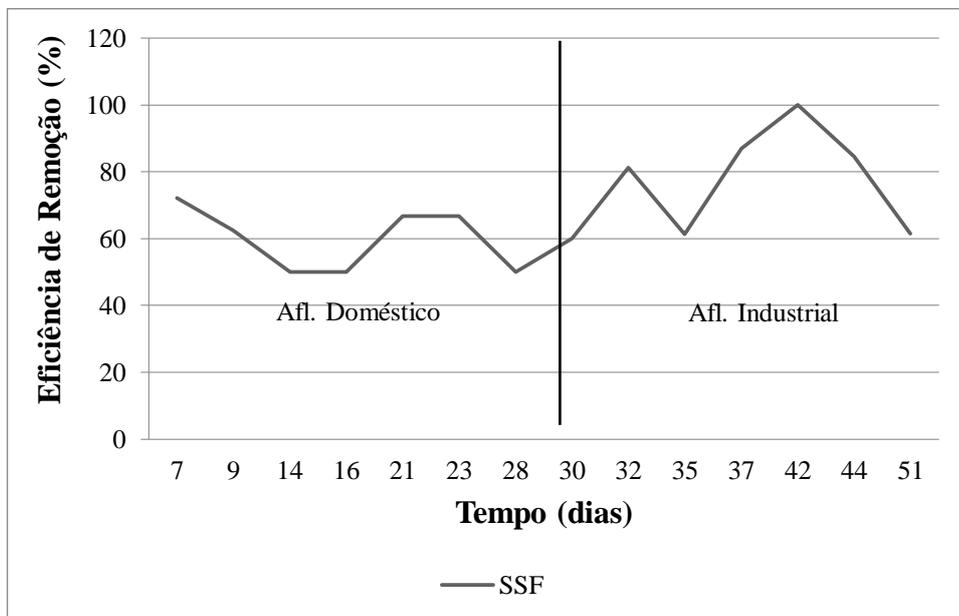
mg/L, na etapa onde foi tratado afluente industrial a saída do reator apresentou para o parâmetro em questão o valor de $20,0 \pm 19,2$ mg/L. O perfil temporal dos valores de SSF apresentado na Figura 20 e a linha de eficiência da Figura 21 ilustram melhor tal comportamento.

Figura 20 – Perfil temporal de SSF para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

Figura 21 – Eficiência da remoção de SSF para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

Esta observação também foi feita no trabalho de Siqueira (2008), que encontrou concentrações de saída de 150 ± 115 e 174 ± 40 mg/L para taxas de carregamento menores e maiores, respectivamente, trabalhando também com um reator anaeróbio de crescimento aderido.

Abordando individualmente cada etapa da operação, os dados referentes aos sólidos suspensos ao se aplicar afluente doméstico ao reator são explanados na Tabela 18, enquanto na Tabela 19 são expostos os valores para o tratamento do afluente industrial.

Tabela 18 – Análise de SST, SSV e SSF para operação com afluente doméstico.

Primeira Etapa - Afluente Doméstico							
Data	Tipo	SST (mg/L)	Remoção (%)	SSV (mg/L)	Remoção (%)	SSF (mg/L)	Remoção (%)
11.02	Aflu.	124		52		72	
12.02	Eflu.	44	64,52	24	53,85	20	72,22
13.02	Aflu.	120		88		32	
14.02	Eflu.	56	53,33	44	50,00	12	62,50
18.02	Aflu.	160		88		72	
19.02	Eflu.	72	55,00	36	59,09	36	50,00
20.02	Aflu.	100		84		16	
21.02	Eflu.	44	56,00	36	57,14	8	50,00
25.02	Aflu.	76		64		12	
26.02	Eflu.	28	63,16	24	62,50	4	66,67
27.02	Aflu.	96		36		60	
28.02	Eflu.	28	70,83	8	77,78	20	66,67
04.03	Aflu.	112		96		16	
05.03	Eflu.	28	75,00	20	79,17	8	50,00
Valor	Aflu.	112,6±26,7		72,57±22,32		40 ± 27,23	
Médio	Eflu.	42,8±16,7	54,73	27,4±12,09	62,79	15,43±10,9	59,72

Fonte: Autor (2019).

Realizando o tratamento de esgoto doméstico com um filtro anaeróbio de pedra britada também em escala de bancada, Santos (2018) conseguiu eficiências de 52% de remoção de SST e 53% de remoção de SSV, apontando um desempenho inferior ao do pneu triturado aqui empregado, já que o TDH dos dois reatores citados foi o mesmo. Já o reator de leito fixo de pneu triturado operado por Santos et al (2018), que possuía um TDH de 24 horas, 10 a mais que o deste estudo, obteve valores de eficiência bem mais elevados, sendo 89,80 e 90,20% para SST e SSV, respectivamente, resultados excelentes para o esgoto doméstico e que indicam a correlação entre a elevação do tempo de detenção e a remoção de tais parâmetros.

Com base nos valores do afluente das amostras verifica-se também a composição do esgoto doméstico trabalhado, sendo majoritariamente mais elevada a presença dos SSV em relação aos SSF, caracterizando um despejo com maior participação de sólidos orgânicos.

Tabela 19 – Análise de SST, SSV e SSF para operação com afluentes industrial.

Segunda Etapa - Afluente Industrial							
Data	Tipo	SST (mg/L)	Remoção (%)	SSV (mg/L)	Remoção (%)	SSF (mg/L)	Remoção (%)
06.03	Aflu.	124	70,97	84	76,19	40	60,00
07.03	Eflu.	36		20		16	
08.03	Aflu.	456	63,16	392	60,20	64	81,25
09.03	Eflu.	168		156		12	
11.03	Aflu.	436	65,14	312	66,67	124	61,29
12.03	Eflu.	152		104		48	
13.03	Aflu.	632	68,35	540	65,19	92	86,96
14.03	Eflu.	200		188		12	
18.03	Aflu.	568	74,65	532	72,93	36	100,00
19.03	Eflu.	144		144		0	
20.03	Aflu.	536	72,39	484	71,07	52	84,62
21.03	Eflu.	148		140		8	
25.03	Aflu.	-	-	-	-	-	-
26.03	Eflu.	-	-	-	-	-	-
27.03	Aflu.	416	76,92	312	82,05	104	61,54
28.03	Eflu.	96		56		40	
Valor	Aflu.	507,3±85	70,23	428,7±104,6	70,29	78,7±33,53	76,52
Médio	Eflu.	151,3±34		133,3±46,69		20 ± 19,27	

Fonte: Autor (2019).

Numa análise entre materiais suportes para filtros anaeróbios de leito fixo, se pode comparar os valores de eficiência de remoção de sólidos suspensos obtidos com os encontrados por Araújo Jr (2006) tratando efluente industrial utilizando espuma de poliuretano e argila expandida, cujas remoções médias de SST e SSV foram de 75,2 e 77,5%, respectivamente. Estas eficiências levemente maiores que as obtidas para o pneu triturado, foram conseguidas com um TDH de 17 horas, e, como visto no trabalho de Santos et al. (2018), o aumento do TDH para o reator com pneu triturado eleva a sua eficiência, sugerindo assim que o desempenho destes materiais seria equivalente.

Finalmente, na análise dos sólidos totais, que engloba além dos sólidos suspensos já abordados os sólidos dissolvidos do despejo, mediram-se as concentrações para afluente e efluente em ST, STV e STF. Os valores de eficiência encontrados atestaram remoções pouco expressivas para tais parâmetros, indicando alto percentual de sólidos dissolvidos e sua baixa remoção.

Além dos baixos percentuais médios de remoção de sólidos totais mostrados na Tabela 20, pode-se notar também que diferentemente do comportamento dos sólidos suspensos, a alteração do afluente ao reator reduziu ainda mais os seus percentuais de eficiências indicando alta participação de sólidos dissolvidos na composição dos sólidos do despejo industrial.

Tabela 20 – Eficiência de Remoção de ST, STV e STF nas diferentes etapas da operação.

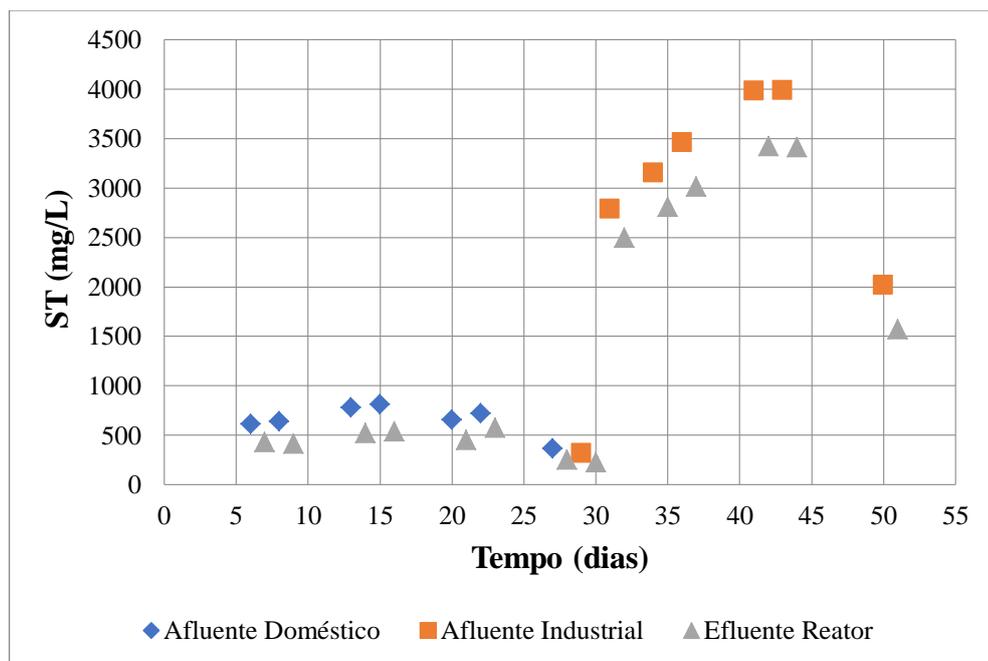
Parâmetros	Eficiência média de remoção (%)	
	Afluente Doméstico	Afluente Industrial
ST (mg/L)	30,64	16,21
STV (mg/L)	42,26	32,56
STF (mg/L)	25,01	10,36

Fonte: Autor (2019).

Araújo Jr (2006) fez a mesma verificação tendo para concentrações médias afluentes de SST e ST de 239 ± 69 e 937 ± 288 mg/L, respectivamente, média de remoção de SST de 71,96%, enquanto para ST o valor médio foi 34,25%, em uma das etapas da operação. Tais resultados apontam que a eficiência para remoção de sólidos totais e sólidos suspensos no tratamento de efluentes pode apresentar disparidades acentuadas até para fatores operacionais iguais, indicando influência da caracterização do despejo e sua composição de sólidos.

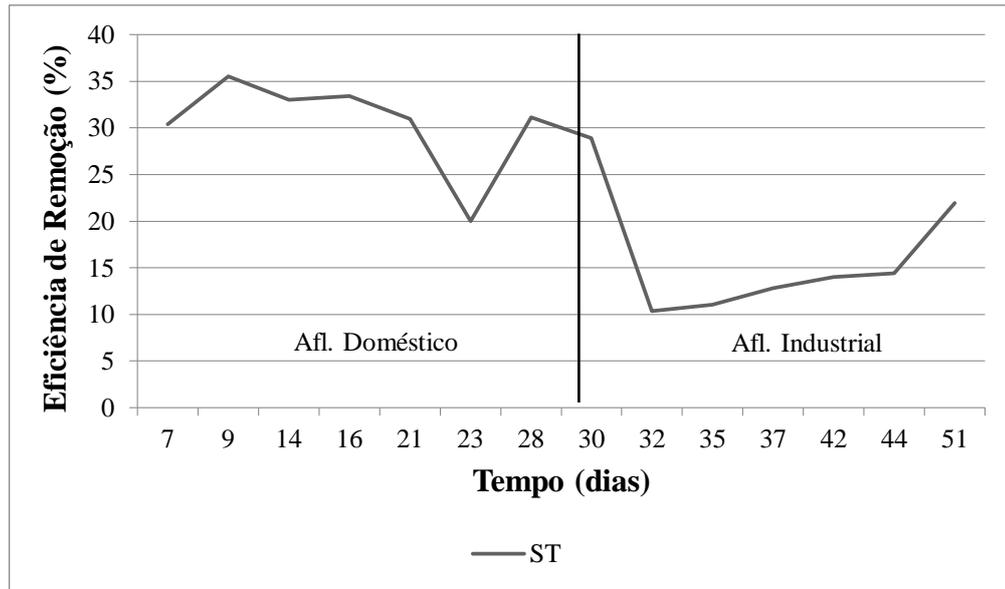
Observam-se por meio da Figura 22 as concentrações de ST encontradas para o afluente ao reator durante toda a operação, assim como para o seu efluente. A eficiência de remoção é exposta pela Figura 23.

Figura 22 – Perfil temporal de ST para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

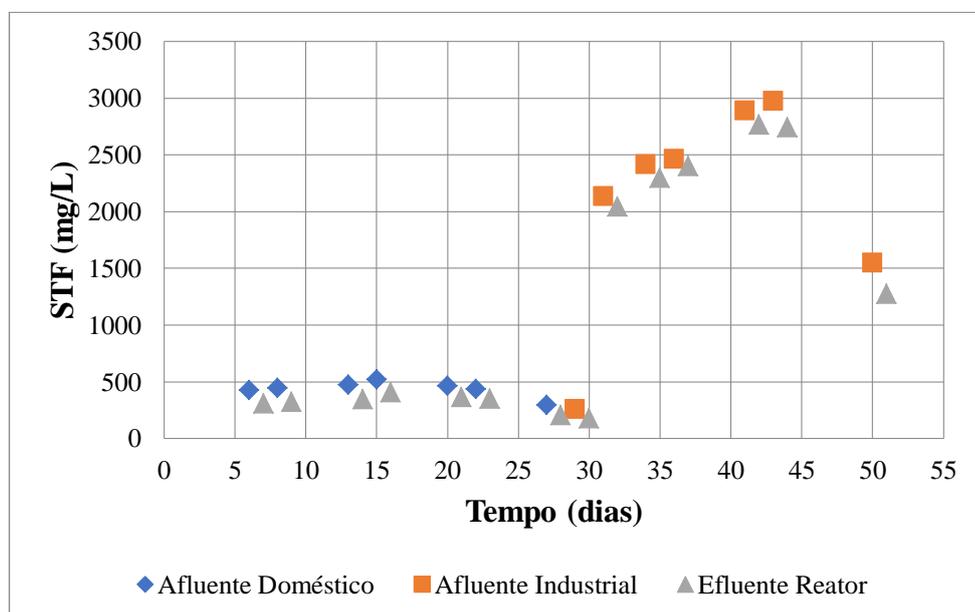
Figura 23 – Eficiência da remoção de ST para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

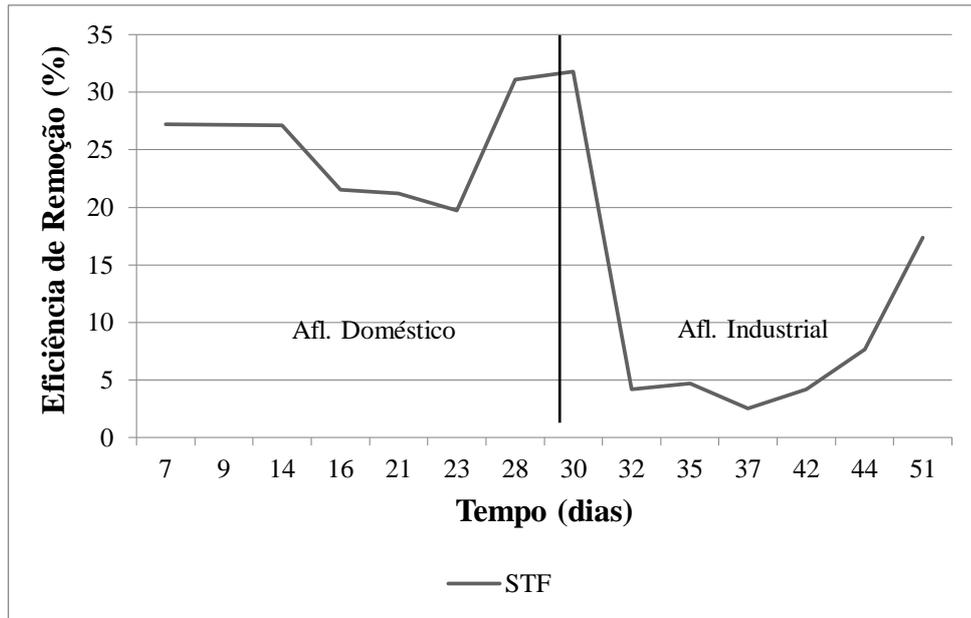
Numa análise temporal, vê-se que o declínio da eficiência de remoção coincide com o aumento súbito de quase cinco vezes mais sólidos no afluente ao reator. Esta variação é uma possível responsável pela diminuição da remoção, caso considere-se que a carga de sólidos pode ter sobrecarregado o filtro biológico para o parâmetro em questão. Os mesmos comportamentos foram observados para os STF (Figura 24 e 25), que compunham majoritariamente a concentração de sólidos totais tanto no esgoto doméstico quanto no afluente industrial.

Figura 24 – Perfil temporal de STF para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

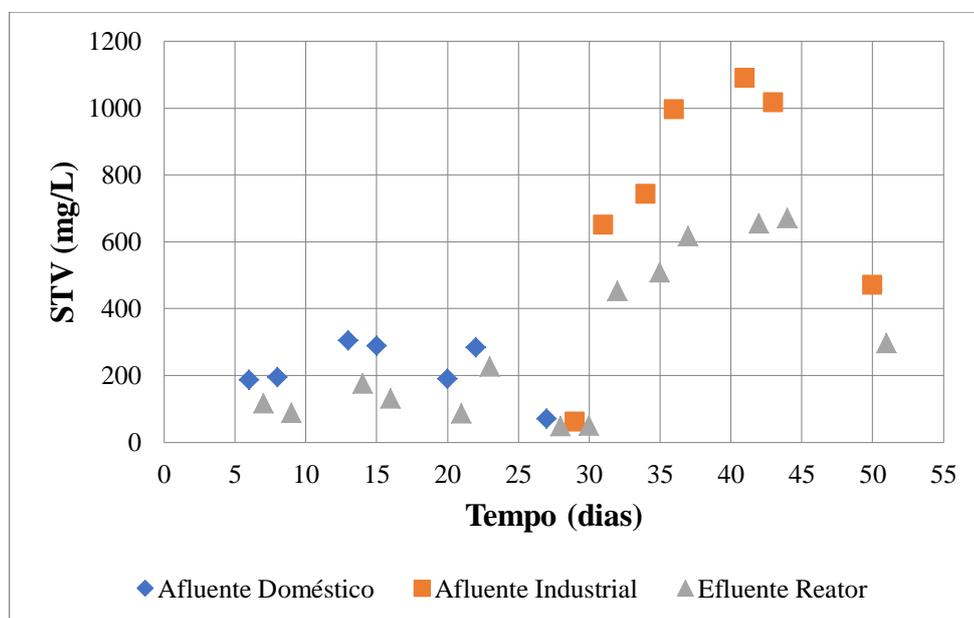
Figura 25 – Eficiência da remoção de STF para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

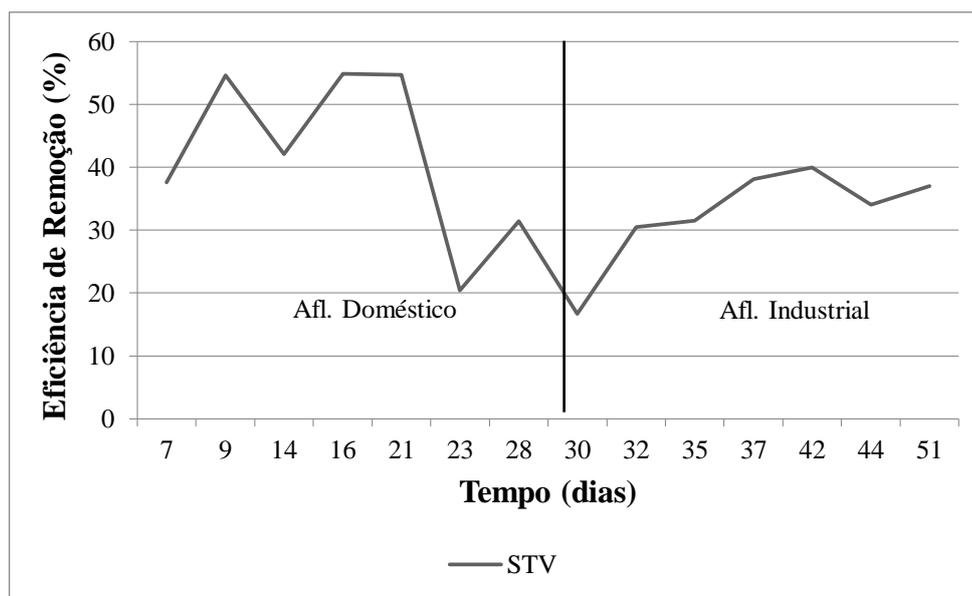
Já para os STV, que apresentaram menores concentrações com relação aos ST e STF, a eficiência apresentada teve uma redução menor na transição para a segunda etapa da operação, como exposto na Figura 26 e 27. Este resultado decorre do caráter biológico do tratamento realizado pelo reator, pois sendo os sólidos voláteis correlacionados com a matéria orgânica espera-se que sua remoção apresente maior eficiência que para os sólidos fixos, cuja relação é com a matéria inorgânica, e, portanto mais difícil de ser tratada pela via biológica.

Figura 26 – Perfil temporal de STV para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

Figura 27 – Eficiência da remoção de STV para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

Também com um sistema de tratamento anaeróbio, Araújo A. (2014) operando um reator UASB com TDH de 8 horas, encontrou baixas remoções de ST e SV, de 42 e 47%, respectivamente. Ainda que se trate de reator anaeróbio de crescimento disperso da biomassa, é válido destacar que assim como para o presente trabalho, o estudo em questão observou também a disparidade com relação às eficiências de remoção para sólidos suspensos, obtendo para SST o percentual de remoção de 81%, e 82% de eficiência removendo SSV.

Uma explicação mais específica com relação aos valores de concentrações e eficiências de remoção dos sólidos totais para as amostras estudadas é apresentada nas Tabelas 21 e 22.

A comparação dos valores expressos pelas Tabelas 21 e 22 com os encontrados nas Tabelas 18 e 19 permite a observação de acentuadas diferenças entre os valores médios de concentrações de sólidos totais e suspensos, o que, de acordo com a classificação física dos sólidos presentes nas águas e efluentes em geral, confirma a alta concentração de sólidos dissolvidos nos afluentes do reator, especialmente na segunda etapa da operação. Esta informação é de notável importância para a avaliação do desempenho do filtro biológico, pois os baixos percentuais vistos para eficiência do tratamento quanto aos sólidos totais podem causar a impressão de que o sistema é falho. No entanto, sabe-se que a parcela de sólidos dissolvidos, diferentemente dos sólidos suspensos, apresenta dificuldade de remoção para a filtração biológica, sendo recomendado o emprego do tratamento secundário, geralmente por meio da utilização de unidades de decantação.

Tabela 21 – Análise de ST, SVT e SFT para operação com afluente doméstico.

Primeira Etapa - Afluente Doméstico							
Data	Tipo	ST (mg/L)	Remoção (%)	STV (mg/L)	Remoção (%)	STF (mg/L)	Remoção (%)
11.02	Aflu.	612	30,39	186	37,63	426	27,23
12.02	Eflu.	426		116		310	
13.02	Aflu.	636	35,53	194	54,64	442	27,15
14.02	Eflu.	410		88		322	
18.02	Aflu.	776	32,99	304	42,11	472	27,12
19.02	Eflu.	520		176		344	
20.02	Aflu.	808	33,42	288	54,86	520	21,54
21.02	Eflu.	538		130		408	
25.02	Aflu.	652	30,98	190	54,74	462	21,21
26.02	Eflu.	450		86		364	
27.02	Aflu.	720	20,00	284	20,42	436	19,72
28.02	Eflu.	576		226		350	
04.03	Aflu.	366	31,15	70	31,43	296	31,08
05.03	Eflu.	252		48		204	
Valor	Aflu.	652,9±146,1	30,64	216,6±82,6	42,26	436,3±69,24	25,01
Médio	Eflu.	453,1±78,5		124,3±45,5		328,9±43,0	

Fonte: Autor (2019).

Tabela 22 – Análise de ST, SVT e SFT para operação com afluente industrial.

Segunda Etapa - Afluente Industrial							
Data	Tipo	ST (mg/L)	Remo. (%)	STV (mg/L)	Remo. (%)	STF (mg/L)	Remo. (%)
06.03	Aflu.	318	28,93	60	16,67	258	31,78
07.03	Eflu.	226		50		176	
08.03	Aflu.	2784	10,34	650	30,46	2134	4,22
09.03	Eflu.	2496		452		2044	
11.03	Aflu.	3154	11,03	742	31,54	2412	4,73
12.03	Eflu.	2806		508		2298	
13.03	Aflu.	3456	12,79	996	38,15	2460	2,52
14.03	Eflu.	3014		616		2398	
18.03	Aflu.	3980	14,02	1090	40,00	2890	4,22
19.03	Eflu.	3422		654		2768	
20.03	Aflu.	3986	14,40	1016	34,06	2970	7,68
21.03	Eflu.	3412		670		2742	
25.03	Aflu.	-	-	-	-	-	-
26.03	Eflu.	-	-	-	-	-	-
27.03	Aflu.	2014	21,95	470	37,02	1544	17,36
28.03	Eflu.	1572		296		1276	
Valor	Aflu.	3229±757,4	16,21	827,3±244,7	32,56	2401,7±523,9	10,36
Médio	Eflu.	2787±693,7		532,7±144		2254,3±552,4	

Fonte: Autor (2019).

A mesma observação feita para turbidez é válida para a análise dos sólidos, tanto os suspensos quanto os totais da primeira amostra do afluente industrial, sendo feitas então as

mesmas justificativas e as mesmas considerações no cálculo das médias dos valores apresentados.

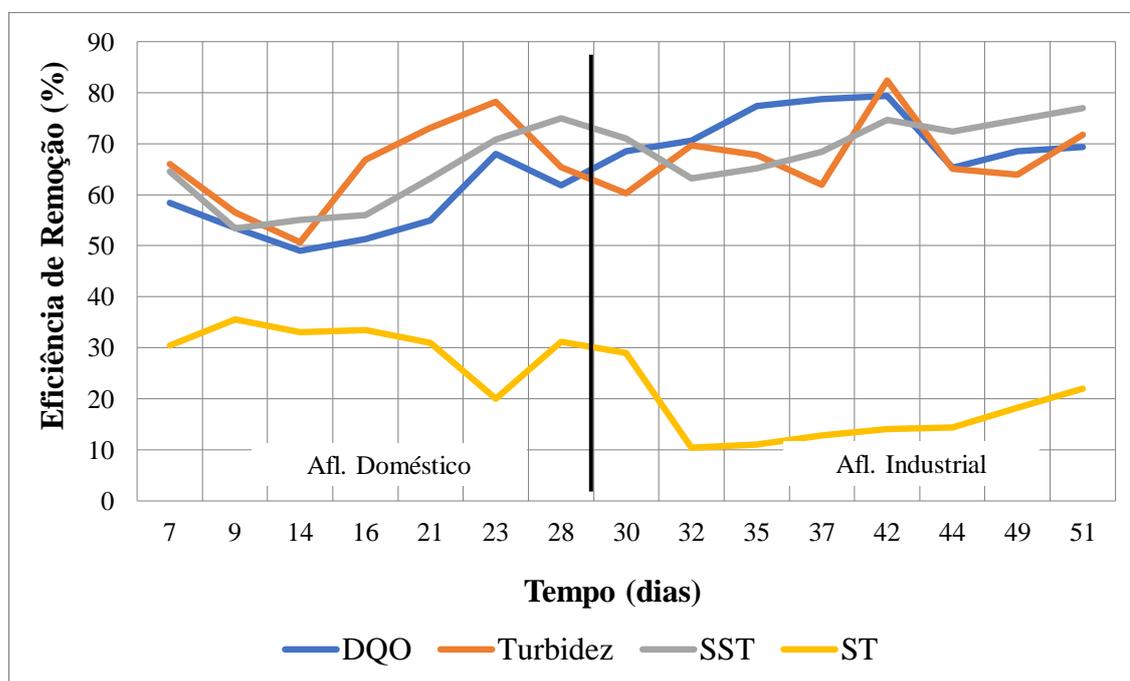
Tendo sido os resultados para todos os parâmetros analisados já explanados, a Tabela 23 apresenta um resumo dos valores médios obtidos nas duas etapas operação, enquanto o gráfico da Figura 28 mostra o perfil temporal da eficiência de remoção para DQO, Turbidez, SST e ST durante toda a operação.

Tabela 23 – Resultados médios obtidos durante a operação do reator.

Resultados médios obtidos na operação do reator anaeróbio				
Parâmetro	Afluente Doméstico		Afluente Industrial	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
COV (kgDQO/m³.dia)	1,08 ± 0,29	0,46 ± 0,14	1,85 ± 0,13	0,51 ± 0,14
DQO (mg/L)	610,2 ± 159,62	260,2 ± 78,21	1033,9 ± 55,61	287,8 ± 70,65
Turbidez (NTU)	88,57 ± 29,79	29,06 ± 4,85	200,86 ± 57,80	61,84 ± 19,12
pH	8,05 ± 0,14	7,75 ± 0,24	7,87 ± 0,20	7,84 ± 0,12
SST	112,6 ± 26,7	42,8 ± 16,7	507,3 ± 85	151,3 ± 34
SSV	72,57 ± 22,32	27,4 ± 12,09	428,7 ± 104,6	133,3 ± 46,69
SSF	40 ± 27,23	15,43 ± 10,9	78,7 ± 33,53	20 ± 19,27
ST	652,9 ± 146,1	453,1 ± 78,5	3229 ± 757,4	2787 ± 693,7
STV	216,6 ± 82,6	124,3 ± 45,5	827,3 ± 244,7	532,7 ± 144
STF	436,3 ± 69,24	328,9 ± 43,0	2401,7 ± 523,9	2254,3 ± 552,4

Fonte: Autor (2019).

Figura 28 – Eficiência da remoção de DQO, Turbidez, SST e ST para a operação completa.



Fonte: Autor (2019).

De maneira geral, percebe-se que a alteração do afluente do filtro biológico operado resultou em valores melhores ou de mesma faixa de eficiência no tratamento anaeróbio para as análises dos parâmetros descritos, excetuando-se os dados referentes aos sólidos totais.

5.2.VIABILIDADE DE REUSO E LANÇAMENTO

Sendo a adequação para reuso ou lançamento dos despejos domésticos, industriais e de outras origens uma das principais funções do saneamento e mais especificamente do tratamento de efluentes, é essencial analisar a eficiência dos sistemas de acordo com os padrões estabelecidos pelos órgãos responsáveis pela regulamentação dos parâmetros ideais ou aceitáveis da qualidade de águas e corpos hídricos. Logo, fez-se também esta análise para o reator anaeróbio de leito fixo operado no presente trabalho.

Para tal, fez-se de acordo com o item 4.5 da metodologia a explanação das características para adequação em classes de reuso de águas residuárias. A análise da viabilidade de reuso foi feita comparando os valores para os parâmetros descritos em cada classe com aqueles obtidos no presente estudo. Na Tabela 24 estão representados todos os parâmetros em comum separados por classe de reuso. Quando não houve recomendação de concentração para o parâmetro na classe analisada, fez-se o preenchimento do espaço com a letra x.

Tabela 24 – Parâmetros em comum separados por classe de reuso.

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	
				Sem	Com
				recirculação	recirculação
	Concentração	Concentração	Concentração	Concentração	Concentração
DQO (mg/L)	x	x	x	≤ 75	≤ 75
DBO (mg/L)	≤ 10	≤ 30	< 20	x	x
Turbidez (UT)	≤ 2	x	≤ 5	x	x
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	5,0 a 8,3	6,8 a 7,2
SST (mg/L)	≤ 5	≤ 30	< 20	≤ 5000	≤ 100

Fonte: Adaptado Sautchuk et al. (2005).

Antes de discutir de fato o enquadramento dos efluentes doméstico e industrial nas classes de reuso, é importante notar que a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é mais citada que a DQO nessa classificação, assim como nas resoluções referentes a padrões de lançamento. Mesmo não tendo sido, por questões logísticas, analisada a DBO nesta operação, é possível estima-la de acordo com relações DQO/DBO encontradas para trabalhos anteriores e expressas na literatura, fornecendo assim valores aceitáveis para tal parâmetro.

Nesse contexto, Von Sperling (2018) coloca para o esgoto doméstico o valor da relação DQO/DBO numa faixa entre 1,7 e 2,4, sendo que este valor tende a aumentar, podendo chegar a 3,0 para efluentes de tratamento biológico, enquanto para efluentes industriais essa relação varia de acordo com a composição de cada despejo. Brandão (2014), trabalhando com efluente advindo da produção de papel encontrou valores para relação DQO/DBO em torno de 2,4, Zanith (2016) obteve em seus estudos com despejos de indústrias têxtil e alimentícia o resultado de 2,5 para a mesma relação. Analisando também essa informação para efluentes de indústrias que trabalham com a reciclagem de plástico, Rodrigues et al. (2012) e Moreno (2007) obtiveram o valor de 3,8 para esta divisão. Logo, sendo o afluente industrial trabalhado na segunda etapa do presente estudo oriundo de uma fábrica de embalagens plásticas, será considerado para esta análise o valor da relação DQO/DBO igual a 3,5. Já para o efluente doméstico, se adotará o valor 2,2.

Contudo, comparando os padrões exibidos na Tabela 24 com os resultados encontrados expressos na Tabela 23, vê-se que em nenhuma das etapas o efluente conseguido se encaixa nas classes de reuso. A classe mais próxima de ser atendida de acordo com os parâmetros comuns ao estudo e a classificação é a 4, para efluente sem recirculação, onde o pH e os SST de saída se enquadram nos padrões. Para que a DQO atingisse o limite exigido em ambas as etapas, seria necessária a aplicação de um sistema de pós-tratamento com eficiência de remoção em torno de 73%, percentual que pode ser reduzido se aumentado o TDH e conseqüentemente a remoção no reator anaeróbio.

Já na análise de viabilidade de lançamento em corpos hídricos, a comparação com os valores colocados pelo CONAMA apresentou melhores perspectivas. Para o pH, a faixa aceita disposta pela Resolução nº 430 de 2011 já citada na metodologia deste trabalho compreende valores entre 5,0 e 9,0, logo os efluentes das duas fases da operação se adequam ao padrão exigido.

Com relação à concentração de matéria orgânica, o parâmetro citado na resolução é a DBO, que considerando os valores usados para a relação DQO/DBO, apresentou concentrações médias de 118,3 mg/L para a primeira etapa e 82,23 mg/L para a segunda. Sendo a concentração de DBO limite para lançamento em corpos hídricos de efluentes de esgotos sanitários de 120 mg/L, o valor obtido para a primeira etapa se enquadra no padrão imposto. Para demais efluentes, e também para o esgoto sanitário, é exigida a remoção de 60% da DBO afluente ao tratamento para que este seja considerado apto para ser lançado, percentual de eficiência que foi alcançado na etapa onde se trabalhou efluente industrial,

apontando que para este parâmetro o efluente ao reator mostrou-se adequado para lançamento em corpo hídrico em toda a operação.

A turbidez não é um parâmetro abordado na Resolução CONAMA nº 430 de 2011, sendo discutida na Resolução CONAMA nº 357 de 2005, onde para a Classe 2 de água doce impõe-se o limite de 100 NTU, englobando os corpos hídricos cuja captação da água tenha finalidade de abastecimento humano, aquicultura, pesca, irrigação de hortaliças, jardins, campos, em que possa haver contato direto com o público, além de recreação primária, natação e demais esportes. Desta forma, os valores dos efluentes de toda operação se encontraram abaixo do limite colocado pela legislação.

Quanto aos sólidos analisados, à especificação encontrada na Resolução CONAMA nº 430 de 2011 é pra emissários submarinos, sendo a eficiência percentual de remoção exigida durante o tratamento para os SST de 20%, valor ultrapassado em ambas as etapas do estudo, o que caracteriza o reator como mecanismo apto de tratamento para lançamento do seu efluente em corpo hídrico. Esta resolução utiliza como parâmetro de lançamento para efluentes em geral os sólidos sedimentáveis, cuja medição não foi realizada no presente trabalho. É importante salientar que valores para efluentes fora dos limites aqui apresentados exigem a realização de estudo de autodepuração no corpo que irá receber o despejo para tornar legal o lançamento.

Desta forma, desprende-se sobre o efluente obtido pelo reator nas duas fases operadas que este se enquadrado como apto para ser lançado diretamente em corpos hídricos de acordo com as disposições presentes na legislação nacional, mostrando-se assim o reator um sistema versátil e capaz de promover a ambos os despejos esta condição.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Do ponto de vista sobre o funcionamento do sistema proposto, ainda que boa parte dos procedimentos realizados tenham sido de caráter manual o reator mostrou-se de simples operação, sendo as principais dificuldades encontradas atreladas à coleta e transporte do resíduo afluyente nas duas etapas em que se dividiu o estudo.

Os resultados obtidos na operação do reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente preenchido com pneu triturado, nas diferentes etapas do processo mostraram que a mudança do afluyente foi benéfica para a sua eficiência com relação à maioria dos parâmetros analisados, sendo a elevação da COV aplicada coincidente com a melhoria das características na saída do filtro biológico em questão. Destaca-se que não foi modificada a configuração hidrodinâmica e sim a composição do despejo de entrada ao reator. É necessário fazer essa ressalva sobre o método utilizado para elevar a TCO, haja vista que se encontrou na literatura resultados distintos para outras formas de alteração deste fator.

Quanto aos níveis de remoção de matéria orgânica, turbidez e sólidos suspensos foram obtidas eficiências em torno de 70% para todos estes parâmetros na segunda etapa da operação, enquanto na primeira estes percentuais estiveram próximos de 60%. Os valores mais expressivos de tratamento ao operar com o efluente industrial, que apresenta pior qualidade e conseqüentemente maiores níveis de poluição, conferem ao reator maior capacidade e versatilidade, já que para o esgoto doméstico a eficiência encontrada também foi razoável. A exceção para os bons resultados do filtro biológico trabalhado encontrou-se na avaliação da remoção de ST tanto na etapa inicial quanto final. Este dado visto também para outros trabalhos com tratamento anaeróbio, pode ser atribuído à composição dos sólidos dos afluentes trabalhados, sendo necessário fazer um estudo mais específico sobre tal.

No estudo sobre a viabilidade de reuso do efluente, observou-se que apesar dos bons percentuais de remoção apresentados pelo reator, especialmente na segunda fase, não se conseguiu enquadrar nas classificações de reuso para todos os parâmetros, apontando a necessidade da aplicação de pós-tratamento ou a alteração de fatores da operação atual para que se aumente a eficiência do processo.

Já para a adequação aos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos definidos pelo CONAMA, os resultados para os fatores analisados foram satisfatórios enquadrando-se nos limites impostos para matéria orgânica, turbidez e pH, sendo as respectivas remoções apresentadas suficientes para tornar o efluente passível de despejo em

corpos hídricos para ambos os afluentes aplicados ao reator. Aliados a esses dados, o baixo custo de montagem, a utilização de material suporte oriundo de reciclagem e a simplicidade da operação atende ao viés sustentável e econômico buscado para novas tecnologias, configurando de forma geral como positiva a aplicação do reator anaeróbio de pneu triturado para a finalidade em discussão.

Entretanto, cabe salientar que a ausência de melhores condições de infraestrutura laboratorial impossibilitou a realização de análises de outros parâmetros bastante relevantes para este tipo de estudo, o que tornaria a avaliação da operação mais completa, fornecendo subsídio para maiores discussões.

Finalmente, tendo em vista à importância de se estudar as diversas configurações e níveis do tratamento biológico de efluentes, o objetivo principal do trabalho foi alcançado sendo feita a análise do desempenho do reator para os diferentes afluentes a ele aplicados, discutindo também os impactos observados nessa alteração e a qualidade do efluente na ótica dos padrões legais de reuso e lançamento. Logo, os estudos sobre a aplicabilidade dos sistemas de tratamento de efluentes para diversos tipos de despejo são de grande validade, buscando fornecer conhecimento científico para a evolução do saneamento em geral.

6.1.SUGESTÕES

Tendo sido explanadas as considerações finais, são feitas as seguintes sugestões para trabalhos futuros, com o intuito de melhorar a eficiência do reator e aumentar a abrangência do estudo, fornecendo assim uma análise mais completa.

- Aplicar efluente industrial de outra origem, aumentando o período de operação e expandindo a análise sobre a aplicabilidade do reator;
- Introduzir mecanismo para medir a produção de biogás do filtro biológico, fornecendo subsídio para aprofundamento da análise de viabilidade econômica;
- Avaliar mais parâmetros de qualidade de efluentes, tornando a avaliação sobre reuso e lançamento mais completa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, P. G. S. de; **Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação.** 156 p, Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007.
- ANA. Plano Nacional de Saneamento Básico: o que falta para avançar? Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/noticias-antigas/plano-nacional-de-saneamento-ba-sico-o-que-falta.2019-03-15.4665581007>> Acesso em 07 de Julho de 2019.
- ANDRADE NETO, C. O. et al.. **Fundamentos do tratamento anaeróbio.** In: Campos, J. R. (Coord.) Filtros Anaeróbios. (Projeto PROSAB). Rio de Janeiro, 1999, cap 6, p. 139-154.
- ARAÚJO, A. P. C. S. **Tratamento de esgoto sanitário sintético por sistema combinado constituído pelo reator UASB e biofiltro aerado submerso.** 82 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.
- ARAUJO, T. L. S. **Desempenho de reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) tratando esgoto sanitário em escala piloto.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.
- ARAÚJO JR, M. M. de. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo, para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de lisina.** 160 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006.
- 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, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209/2011: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário.** Rio de Janeiro, 2011.
- BAETTKER, E. C. et al.. **Materiais alternativos como meio suporte de filtro anaeróbio para o tratamento de esgoto sanitário sintético.** Eng. Sanit. Ambient., v 23, n. 6, p 1091 – 1102, 2018.
- BOHRZ, G. I. **Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos.** 2010. 153 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Santa Maria, 2010.
- BRANDÃO, M. D. **Avaliação operacional da estação de tratamento de efluentes de uma indústria de papel.** 87 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.
- BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Diário Oficial da União.** Brasília, 2007.
- BRASIL. Sistema Nacional de Informações Sobre o Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2017.** 226 p. Brasília, 2019.

- CAMPOS, J. R.; ANDRADE NETO, C. O. **Fundamentos do tratamento anaeróbio**. In: Campos, J. R. (Coord.) Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. (Projeto PROSAB). Rio de Janeiro, 1999, cap 1, p. 1-28.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016.
- CHERNICHARO, C. A. L. et al.. **Fundamentos do tratamento anaeróbio**. In: Campos, J. R. (Coord.) Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. (Projeto PROSAB). Rio de Janeiro, 1999, cap 7, p. 155-198.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**. Brasília, 2005.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**. Brasília, 2011.
- CRUZ, L. M. de O. **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio preenchido por casca de coco verde combinado com filtro de areia**. 160 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Saneamento e ambiente) - Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, 2009.
- DOS SANTOS, D. A.; ARROSTI, L. T. B.; TERAN, F. J. C. Emprego de pneu triturado como meio suporte de um reator anaeróbio de leito expandido tratando efluente de indústria de refrigerantes. 13 p. **Engenharia Ambiental**. v. 7 n.3,2010, p. 250 - 262.
- DUTRA, G. H. L. **Avaliação técnico-econômica de alternativas de lodos ativados no tratamento de esgotos domésticos**. 95 p. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.
- ERALDO, H. C.; JURANDYR, P. **Filtros biológicos anaeróbios: Revisão de literatura, projeto e desenvolvimento**. 8 p. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1994.
- FORESTI et al.. **Fundamentos do tratamento anaeróbio**. In: Campos, J. R. (Coord.) Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. (Projeto PROSAB). Rio de Janeiro, 1999, cap 2, p. 29-52.
- GIACOBBO, G. **Influência da variabilidade da temperatura ambiente na co-digestão anaeróbia de dejetos de bovinocultura de leite e cama de aviário**. 40 p. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Paraná – Setor Palotina. Palotina, 2013.
- GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O. Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: Uma revisão. **BIOFIX Scientific Journal**. v. 3 n. 1, 2018, p. 17-25.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**, 6 ed. p. 467 – 484. Rio de Janeiro: ABES, 2011.
- JULIÃO, L.G.F. **Estratégia de partida de reatores anaeróbios visando o tratamento de resíduos agrícolas**. 114 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. Campinas, 2013.
- LOUZADA, A. G. **Avaliação da atividade metanogênica específica de lodos com condicionamento hidrolítico provenientes do sistema UASB + BFs**. 148 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória, 2006.

MAGASSY, T. B.; **Desempenho de reator combinado anaeróbio-aeróbio, tratando esgoto sanitário, a diferentes razões de recirculação.** 54 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil). Universidade Federal de Alagoas – Campus do Sertão. Delmiro Gouveia, 2017.

MORENO, F. N. **Tratamento de efluentes de uma indústria de reciclagem de embalagens plásticas de óleos lubrificantes: Processo biológico e físico-químico.** 157 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Saneamento e ambiente) - Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, 2007.

MOURA, L.; LANDAU, E. C.; FERREIRA, A. M. Doenças relacionadas ao saneamento inadequado no Brasil. In: **Variação geográfica do saneamento básico no Brasil em 2010: domicílios urbanos e rurais.** 1 ed. São Paulo, 2016.

NAZARO, M. S. **Desenvolvimento de um biodigestor residencial para o processamento de resíduos sólidos orgânicos.** 105 p, Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2016.

NEVES, C. S. et al.. Partida de reator anaeróbio compartimentado em série com um reator anaeróbio de manta de lodo, utilizando parâmetros de sedimentabilidade para formação da biomassa. **Eng. Sanit. Ambient.** v 20, n. 4, 2015. p 623 – 634.

OLIVEIRA NETTO, A. P. de. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário.** 207 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.

OLIVEIRA, R. D. **Geração de energia elétrica a partir do biogás produzido pela fermentação anaeróbia de dejetos em abatedouro e as possibilidades no mercado de carbono.** 79 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Elétrica), Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos, 2009.

PEREZ, M. G. et al.. High rate anaerobic thermophilic technologies for distillery wastewater treatment. 8 p. **Water Science and Technology.** v. 51, 2005. p. 191 – 198.

PONTES, P. P. **Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador.** 198 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos: Saneamento), Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2003.

RAJESHWARI, K. V. et al.. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews.** v. 4, 2000. p. 135 – 136.

REIS, G. G. dos; **Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR).** 153 p. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2007.

RODRIGUES, E. G. S. et al.. Caracterização e tratabilidade do efluente de lavagem de uma recicladora de plásticos. 8 p. **Anais.** Encontro Nacional de Educação, Ciência e Tecnologia /UEPB, 2012.

- SALOMON, K. R. **Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade.** 219 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Engenharia Mecânica, Itajubá, 2007.
- SANTOS, J. V. T. S.; **Avaliação do desempenho de filtro biológico como pós-tratamento de reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo visando o reuso de esgoto sanitário.** 52 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil). Universidade Federal de Alagoas – Campus do Sertão. Delmiro Gouveia, 2018.
- SANTOS, J. V. T. S. et al.. Tratamento biológico de águas residuárias em filtro biológico de fluxo descendente utilizando pneu triturado como material suporte. **Anais.** 70ª Reunião anual da SBPC, Maceió, 2018.
- SAUTCHUK, C. et al. **Conservação e reuso da água em edificações.** São Paulo: Prol Editora Gráfica, 2005.
- SILVA, R. K. S; **Análise da eficiência do tratamento de efluente advindo de processo industrial submetido a diferentes tempos de reação em reator anaeróbio operado em regime de batelada.** 54 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil). Universidade Federal de Alagoas – Campus do Sertão. Delmiro Gouveia, 2019.
- SIQUEIRA, L. M. **Influência da taxa de carregamento orgânico na degradação anaeróbia da vinhaça em reator de leito fluidizado.** 151 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2008.
- SOARES, C. M. T.; FEIDEN, A.; TAVARES, S. G.; Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás. **Nativa.** v. 5, 2017. p. 509-514.
- SOUZA, M. E. de. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE.** v.44, n.137, São Paulo, 1984. p 88 – 94.
- TORRES, P. Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. **Escuela de Ingeniería de Antioquia.** Medellin, Colômbia, Número 18, 2012. p 115 – 129.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS. Centro de Tecnologia. **Laboratório de Saneamento Ambiental.** 133 p. Maceió.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 4 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2018.
- ZANITH, C. C; **Análise química de efluentes líquidos industriais.** 23 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Química). Universidade Federal São João del-Rei. São João del-Rei, 2016.
- ZUCCARI, L. M; GRANER, C. A; LEOPOLDO, P. R. Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) em águas e efluentes por método colorimétrico alternativo. **Energ. Agric.** Botucatu, vol. 20, n. 4, 2005. p. 69-82.