



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA**  
**AMBIENTAL – PPGCTA**  
**MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**PEDRO IVO SOARES E SILVA**

**REMOÇÃO DE SULFETOS EM SISTEMAS ANAERÓBIOS**  
**UTILIZANDO EFLUENTE NITRIFICADO**

**CAMPINA GRANDE - PB**

**2020**

**PEDRO IVO SOARES E SILVA**

**REMOÇÃO DE SULFETOS EM SISTEMAS ANAERÓBIOS UTILIZANDO  
EFLUENTE NITRIFICADO**

Dissertação apresentada ao Programa em  
Ciência e Tecnologia Ambiental da  
Universidade Estadual da Paraíba como  
requisito para a obtenção do título de Mestre  
em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Tavares de Sousa

Linha de Pesquisa: - Tratamento de Águas Residuárias e Resíduos Sólidos

**CAMPINA GRANDE – PB**

**2020**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

S586r Silva, Pedro Ivo Soares e.  
Remoção de sulfetos em sistemas anaeróbios utilizando efluente nitrificado [manuscrito] / Pedro Ivo Soares e Silva. - 2020.  
74 p. : il. colorido.  
Digitado.  
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2020.  
"Orientação : Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."  
1. Desnitrificação autotrófica. 2. Nitrato. 3. Sulfeto. 4. Tratamento de água. I. Título

21. ed. CDD 628.162

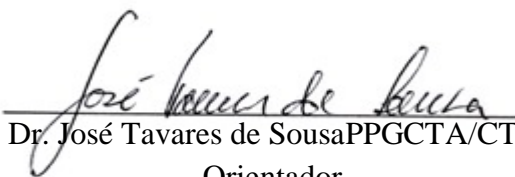
**PEDRO IVO SOARES E SILVA**

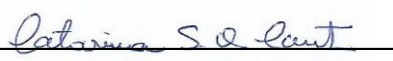
**REMOÇÃO DE SULFETOS EM SISTEMAS ANAERÓBIOS  
UTILIZANDO EFLUENTE NITRIFICADO**

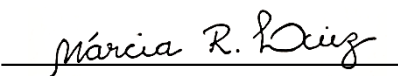
Dissertação apresentada ao Programa em  
Ciência e Tecnologia Ambiental da  
Universidade Estadual da Paraíba como  
requisito para a obtenção do título de Mestre  
em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Aprovando em 28 de Setembro de 2020.

**BANCA EXAMINADORA**

  
Prof. Dr. José Tavares de Sousa PPGCTA/CT/UEPB  
Orientador

  
Prof. Dr. Catarina Canto PPGCTA/CT/UEPB  
Examinador Interno

  
Prof. Dr. Marcia Ramos Luiz CT/UEPB  
Examinador Externo

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus por ter me acompanhado durante toda essa jornada. Ao programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia ambiental (PPGCTA) e Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) pela oportunidade e por todo suporte durante o curso. Ao professor e orientador Dr. José Tavares de Sousa pela paciência, conhecimento repassado e competência nas revisões e sugestões no desenvolvimento deste trabalho.

A Fundação de apoio a pesquisa do estado da Paraíba (FAPESQ) pela bolsa de estudos concedida. A banca examinadora deste trabalho e a todos os professores e funcionários da EXTRABES e PPGCTA que me acompanharam durante o mestrado e contribuíram de forma efetiva para minha formação.

A Janailma, Millena e toda turma 2018.2 pela amizade e troca de conhecimentos. Especialmente a Gerlandia Bias por todo apoio, amizade, paciência e companheirismo nesses dois anos, obrigado por tudo. A todos os meus amigos da EXTRABES em especial a Marília Patrício pela amizade dentro e fora do laboratório.

As minhas amigas da graduação Suelma, Nayara e Karol, também aos meus amigos Alice, Nataly, Iully, Glauber, Diogo por estarem ao meu lado nos bons e maus momentos e pela ajuda durante esse período.

Aos meus primos (irmãos) Gregório Henrique, Lívia Raíssa e Jorge Rafael pelo apoio e compreensão. A toda minha família por toda torcida e incentivo desde a graduação em especial as minhas tias Assunção, Lucia, Socorro, Kátia e Paula, meus tios Lucimar, Wedson, Aluísio, Luciano e meu pai Alexandre. A minha avó Dora e minha tia Mauricéa que não estão mais aqui mas seguem sempre no meu coração.

A minha mãe Lúcia Silva por todo apoio, por me ensinar valores como honestidade e gratidão e mostrar a importância da formação acadêmica na minha vida, desde dos últimos acontecimentos passo a reconhecer o seu amor e carinho todos dias, tudo que sou devo a você. Obrigado a todos que fizeram parte dessa etapa da minha vida e que contribuíram direta ou indiretamente na realização desse trabalho.

## RESUMO

O tratamento anaeróbio é eficaz na remoção de grande fração de matéria orgânica ao tratar esgoto doméstico e o mesmo torna-se vantajoso por apresentar menor produção de lodo, além de baixos custos de operação e energia. Na etapa de sulfetogênese através da ação das bactérias redutoras de sulfato ocorre a formação de sulfetos, esse processo apresenta como desvantagem devido a formação de gases odorantes, portanto necessita-se de um pós-tratamento para remoção da matéria orgânica remanescente e nutrientes. Sendo assim o objetivo desse estudo foi avaliar a remoção de sulfetos em filtro anaeróbio com leito de poliuretano, utilizando efluente nitrificado de lodo ativado como aceptores de elétrons. O sistema experimental consiste em um reator UASB seguido de um filtro anaeróbio com leito de poliuretano. O estudo foi desenvolvido em duas fases experimentais, na primeira foi utilizado esgoto doméstico e na segunda esgoto sanitário. Na entrada do filtro anaeróbio ocorria a mistura do efluente anaeróbio com o efluente de lodo ativado com o intuito de manter o nitrato como acceptor de elétrons na oxidação dos sulfetos. Em relação ao material carbonáceo nas duas fases ocorreram remoção total de DQO entre 82 e 90%. Ocorreu remoção de nitrato e sulfetos de 71,37% e 96% respectivamente quando comparado com o efluente do reator UASB. Sendo assim a integração dos ciclos de nitrogênio, carbono e enxofre se mostra relevante no pós-tratamento de efluentes anaeróbio, nessa configuração, promovendo baixos custos de tratamento e aliados a obtenção de um efluente com menor concentração de nutrientes e compostos odorantes.

**Palavras-chave:** Desnitrificação autotrófica. Nitrato. Pós-tratamento. Sulfeto.

## ABSTRACT

Anaerobic treatment is effective in removing a large fraction of organic matter when treating domestic sewage and it is advantageous because it has less sludge production, in addition to low operating and energy costs. In the sulfetogenesis stage, through the action of sulfate-reducing bacteria, the formation of sulfides occurs, this process presents a disadvantage due to the formation of odorous gases, therefore a post-treatment is required to remove the remaining organic matter and nutrients. Therefore, the objective of this study was to evaluate the removal of sulfides in an anaerobic filter with a polyurethane bed, using nitrified effluent from activated sludge as electron acceptors. The experimental system consists of a UASB reactor followed by an anaerobic filter with a polyurethane bed. The study was developed in two experimental phases, in the first one it was used domestic sewage and in the second sanitary sewage. At the entrance of the anaerobic filter, the anaerobic effluent was mixed with the activated sludge effluent in order to maintain nitrate as an electron acceptor in the oxidation of sulfides. Regarding the carbonaceous material in the two phases, total COD removal occurred between 82 and 90%. There was removal of nitrate and sulfides of 71.37% and 96% respectively when compared to the effluent from the UASB reactor. Thus, the integration of nitrogen, carbon and sulfur cycles is relevant in the post-treatment of anaerobic effluents, in this configuration, promoting low treatment costs and allies to obtain an effluent with a lower concentration of nutrients and odorous compounds.

**Keywords:** Autotrophic denitrification. Nitrate. After treatment. Sulphide.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b>	Métodos químicos e biológicos para controle da emissão ou geração de H <sub>2</sub> S.....	18
<b>Figura 2:</b>	Ciclo do Nitrogênio.....	20
<b>Figura 3:</b>	Reator UASB e Filtro Anaeróbio.....	26
<b>Figura 4:</b>	Sistema Experimental.....	27
<b>Figura 5:</b>	Atividades realizadas no estudo.....	28
<b>Figura 6:</b>	Parâmetros de entrada e saída do Reator UASB.....	29
<b>Figura 7:</b>	Parâmetros de entrada e saída do Filtro Anaeróbio.....	29
<b>Figura 8:</b>	Alcalinidade total do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2..	35
<b>Figura 9:</b>	Ácidos graxos voláteis do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	37
<b>Figura 10:</b>	Turbidez do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	38
<b>Figura 11:</b>	DQO Total do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	39
<b>Figura 12:</b>	Sólidos Suspensos Totais do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	41
<b>Figura 13:</b>	Sólidos Suspensos Fixos do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	42
<b>Figura 14:</b>	Sólidos Suspensos Voláteis do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	42
<b>Figura 15:</b>	NTK do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	45
<b>Figura 16:</b>	Nitrogênio amoniacal do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	45
<b>Figura 17:</b>	Nitrito do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	47
<b>Figura 18:</b>	Nitrato do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	47
<b>Figura 19:</b>	Sulfato do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	49
<b>Figura 20:</b>	Sulfeto do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.....	50
<b>Figura 21:</b>	Enxofre Elementar do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.	51



## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b>	Especificações do Reator UASB e Filtro anaeróbio.....	27
<b>Tabela 2:</b>	Valores médios e desvio padrão para alcalinidade total, AGV, pH e turbidez durante o período de operação do sistema experimental.....	34
<b>Tabela 3:</b>	Valores médios e desvio padrão para DQO durante o período de operação do sistema experimental.....	39
<b>Tabela 4:</b>	Valores médios e desvio padrão para sólidos suspensos totais, fixos e voláteis durante o período de operação do sistema experimental.....	41
<b>Tabela 5:</b>	Valores médios e desvio padrão para NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato durante o período de operação do sistema experimental.....	44
<b>Tabela 6:</b>	Valores médios e desvio padrão para sulfato, sulfeto e enxofre elementar, durante o período de operação do sistema experimental.....	49
<b>Tabela 7:</b>	Razão mássica N/S/DQO.....	53
<b>Tabela 8:</b>	Coefficientes de Variação dos parâmetros analisados.....	70
<b>Tabela 9:</b>	Parâmetros estatísticos – Alcalinidade Total.....	71
<b>Tabela 10:</b>	Parâmetros estatísticos – Ácidos Graxos Voláteis.....	71
<b>Tabela 11:</b>	Parâmetros estatísticos – DQO Total.....	71
<b>Tabela 12:</b>	Parâmetros estatísticos – Turbidez.....	72
<b>Tabela 13:</b>	Parâmetros estatísticos – Sólidos Suspensos Totais.....	72
<b>Tabela 14:</b>	Parâmetros estatísticos – Sólidos Suspensos Fixos.....	72
<b>Tabela 15:</b>	Parâmetros estatísticos – Sólidos Suspensos Voláteis.....	73
<b>Tabela 16:</b>	Parâmetros estatísticos – NTK.....	73
<b>Tabela 17:</b>	Parâmetros estatísticos – Nitrogênio amoniacal.....	74
<b>Tabela 18:</b>	Parâmetros estatísticos – Nitrito.....	74
<b>Tabela 19:</b>	Parâmetros estatísticos – Nitrato.....	74
<b>Tabela 20:</b>	Parâmetros estatísticos – Sulfato.....	75
<b>Tabela 21:</b>	Parâmetros estatísticos – Sulfeto.....	75
<b>Tabela 22:</b>	Parâmetros estatísticos – Enxofre Elementar.....	76

## ABREVIATURAS

Afl/UASB	Afluente do Reator UASB
Afl/Fan	Afluente do Filtro anaeróbio
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANOVA	Análise de Variância
BOE	Bactérias Oxidantes de Enxofre
BOS	Bactérias Oxidantes de Sulfeto
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV	Coefficiente de variação
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Efl/UASB	Efluente do Reator UASB
Efl/Fan	Efluente do Filtro anaeróbio
Efl/N	Efluente nitrificado
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário
Fan	Filtro anaeróbio
N <sub>2</sub>	Nitrogênio molecular
N/S/DQO	Razão Nitrogênio/Enxofre/Demanda química de oxigênio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
pH	Potencial hidrogeniônico
PVC	Policloreto de vinila
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	10
2.	OBJETIVOS.....	12
2.1.	OBJETIVO GERAL.....	12
2.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	12
3.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	13
3.1.	Reator UASB.....	13
3.2.	Filtro Anaeróbio.....	14
3.3.	Sistema combinado no tratamento de efluentes.....	15
3.4.	Fração de enxofre e impacto dos compostos odorantes no tratamento de esgoto.....	16
3.5.	Fundamentos de nitrificação e desnitrificação.....	19
3.6.	Interação dos ciclos de nitrogênio e enxofre.....	19
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	26
4.1.	Localização do Sistema Experimental.....	26
4.2.	Sistema Experimental.....	26
4.3.	Acompanhamento e Monitoramento do Sistema.....	29
4.4.	Análise Estatística.....	30
4.5.	Razão N/S/DQO.....	30
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
6.	CONCLUSÕES.....	56
7.	SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS.....	57
	REFERÊNCIAS .....	58
	APÊNDICE.....	68

## 1. INTRODUÇÃO

O tratamento anaeróbio tem sido amplamente utilizado para tratar águas residuárias principalmente em regiões tropicais, são caracterizados principalmente pela presença de compostos de enxofre no efluente final, que podem ser removidos com a implementação de sistemas de pós-tratamento (FORESTI *et al.*, 2006; PANTOJA *et al.*, 2014).

Tratando-se de sistemas anaeróbios o reator UASB é um dos sistemas mais utilizados em decorrência de sua viabilidade técnica, econômica e ambiental, pois possuem facilidades operacionais hidrodinâmica mais eficientes que outros sistemas convencionais e boa adaptação às condições climáticas do Brasil além de outras vantagens como baixo custo de implantação e pouca geração de lodo (BELLI FILHO *et al.*, 2001; OLMÍ *et al.*, 2015).

Na presença de sulfatos e outros compostos a base de enxofre, a digestão anaeróbia pode incluir a etapa de sulfetogênese, realizada por bactérias redutoras de sulfato que desta forma, passam a competir com as bactérias metanogênicas pelo substrato disponível no meio. Altas eficiências de remoção de matéria orgânica podem ser alcançadas em sistemas anaeróbios através de controle operacional adequado, promovendo estabilidade e manutenção de uma complexa comunidade microbiana durante a digestão anaeróbia (GODOI *et al.*, 2017; CHERNICHARO, 2007).

O pós-tratamento de efluente do reator UASB complementa a remoção de matéria orgânica e nutrientes assim o filtro anaeróbio é empregado como pós-tratamento de unidades anaeróbias por ter uma operação simples e contribuir para a qualidade do efluente final. Nesse estudo, aliado ao filtro anaeróbio, tem-se a adição de um efluente nitrificado com o objetivo de promover o processo de desnitrificação autotrófica utilizando o sulfeto como doador de elétrons.

O pós-tratamento de efluentes anaeróbios por desnitrificação autotrófica acionada por sulfeto é uma abordagem promissora, neste processo, compostos reduzidos de enxofre como sulfetos ( $\text{HS}^-$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{S}^2$ ) são oxidados utilizando nitrito ou nitrato como receptores de elétrons por bactérias desnitrificantes (PANTOJA *et al.*, 2014; MANCONI, *et al.*, 2007; MAHMOOD *et al.*, 2007; GUERRERO; ZAIAT, 2018).

Compreendendo a eficiência do reator UASB em termos de remoção de matéria orgânica e facilidade de operação, sabe-se que na presença de compostos de enxofre o

principal produto do processo é o sulfeto de hidrogênio, que causa efeitos nocivos ao meio ambiente devido a geração de compostos odorantes e toxicidade exigindo assim uma redução dos seus efeitos.

O pós-tratamento no filtro anaeróbio com leito de poliuretano visa reduzir a concentração de sulfeto no efluente através da adição de efluente nitrificado oriundo de sistema de lodos ativados, promovendo o processo de desnitrificação autotrófica utilizando o nitrato como acceptor de elétrons.

O tratamento do esgoto doméstico e sanitário no sistema UASB + Filtro anaeróbio se mostra promissor por não necessitar de adição de fontes de carbono diminuindo os custos de operação obtendo assim um efluente final com menor toxicidade, concentração de odores e nutrientes.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

Avaliar a remoção de sulfetos em um sistema com reator UASB seguido de filtro anaeróbio com leito de poliuretano utilizando efluente nitrificado como acceptor de elétrons.

### **2.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar o desempenho do filtro anaeróbio com a adição do efluente nitrificado em relação a remoção de sulfetos oriundos do reator UASB;
- Avaliar a desnitrificação autotrófica e a concentração de DQO na remoção de sulfetos em filtro anaeróbio com leito de poliuretano;
- Identificar a melhor relação N/S/DQO que proporciona a maior eficiência na remoção de sulfetos em tratamentos anaeróbios de esgotos domésticos e sanitários;

### 3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1.Reator UASB

O reator UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo, é utilizado no tratamento de esgotos domésticos, sanitários e também de efluentes industriais, tem grande aplicabilidade no Brasil devido a maior eficiência em clima tropical.

O reator UASB utiliza um processo biológico de tratamento com biomassa dispersa, no qual os compostos orgânicos são digeridos por meio de uma transformação anaeróbia, resultando na produção de biogás e na manutenção de um consórcio de microrganismos (PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2004).

Segundo Van Haandel *et al.* (2015), no reator UASB o afluente entra pela parte inferior, seguindo uma trajetória ascendente, passa por uma camada de lodo, sendo depois retirado no topo. Assim, o contato entre o material orgânico do afluente e a massa de lodo no reator é automaticamente garantido. A fim de manter uma massa de lodo elevada, o reator UASB emprega um separador de fases interno, no qual os sólidos suspensos são retidos por sedimentação, para que um efluente virtualmente livre de sólidos sedimentáveis possa ser descarregado.

O tratamento anaeróbio é uma opção de baixo custo que remove de 60 a 70% de matéria orgânica e produz uma quantidade reduzida de lodo. No entanto, como não produzem um efluente adequado aos padrões legais, os sistemas anaeróbios devem ser vistos como uma primeira etapa do processo, necessitando um pós-tratamento que complemente a remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos (CHERNICHARO, 2008).

Os tratamentos biológicos para remoção de sulfetos são baseados na capacidade de microrganismos transformarem certos compostos orgânicos e inorgânicos em compostos menos tóxicos e sem odor. Dentre as tecnologias biológicas utilizadas para o tratamento do sulfeto de hidrogênio, estão os biofiltros. (SOLCIA, 2011).

Sendo assim foi considerado para esse estudo o uso do reator UASB seguido do filtro anaeróbio, esse segundo por também ser um sistema de baixo custo, operação simples e baixa produção de lodo, para garantir a estabilidade e qualidade do efluente

final foi introduzido no filtro efluente nitrificado com o objetivo de promover a desnitrificação autotrófica auxiliando assim na remoção de sulfetos

### **3.2.Filtro anaeróbio**

A escolha de um pós-tratamento depende fortemente das características do efluente a ser tratado, bem como das normas estabelecidas pela legislação ambiental vigente, no que diz respeito à reutilização de efluentes tratados ou descarregados no meio ambiente. O emprego de um tratamento anaeróbio seguido de pós-tratamento proporciona boa relação custo-eficiência na recuperação de águas residuárias domésticas e nutrientes para produção agrícola. Por meio da combinação de métodos apropriados, com tratamento eficiente e geração de recursos reutilizáveis, estes podem ser alcançados (ROELEVELD; ZEEMAN, 2006).

Os filtros anaeróbios apresentam as vantagens de remoção da matéria orgânica dissolvida, produzindo pouco lodo e sem consumir energia elétrica. Esses filtros resistem bem às variações de vazão afluente e propiciam boa estabilidade ao efluente; perdem muito pouco dos sólidos biológicos ativos; permitem grande liberdade de projeto e têm construção e operação muito simples (ANDRADE NETO *et al.*, 2002).

De acordo com os mesmos autores, o efluente de um filtro anaeróbio é, geralmente, bastante clarificado e tem relativamente baixa concentração de matéria orgânica, inclusive dissolvida, porém é rico em sais minerais. É muito bom para a disposição no solo, as baixas concentrações de sólidos suspensos também facilitam a desinfecção por processos físicos ou químicos.

A escolha dos materiais utilizados como meio suporte para imobilização da biomassa tem efeito no desempenho dos filtros, pois, além destes reterem fisicamente os sólidos suspensos, devem ser adequados à fixação dos microrganismos para formação do biofilme (GARCIA *et al.*, 2008; ALMEIDA *et al.*, 2011).

O meio suporte, sintético ou de origem natural, deve ser inerte, não causar efeito tóxico à biomassa, apresentar durabilidade e custo acessível e possuir características e propriedades apropriadas à fixação dos microrganismos (ANDRADE NETO *et al.*, 2000).

As espumas de poliuretano têm demonstrado boa eficiência como material suporte devido à elevada quantidade de espaços vazios (mais de 90%), o que resulta em uma grande área específica para formação de biofilme. As espumas permitem ainda boa



retenção de biomassa, favorecendo a diversidade metabólica no sistema (GUILLÉN *et al.*, 2015; TANDUKAR *et al.*, 2006)

Em pesquisa desenvolvida na EXTRABES Henrique *et al.* (2014) trataram esgoto doméstico em sistema anaeróbio-anóxico seguido de reator aeróbio com espumas de poliuretano como meio suporte e obtiveram boa eficiência em termos de remoção de matéria orgânica e nutrientes mostrando a aplicabilidade do material como meio suporte.

### **3.3.Sistema combinado no tratamento de efluentes**

O desempenho de processos biológicos utilizados para tratamento de esgoto depende da dinâmica de utilização de substrato e do crescimento biológico. O projeto e a operação eficaz desses sistemas requerem um conhecimento das reações biológicas que ocorrem e dos princípios básicos que governam o crescimento de microrganismos. Além disso, não pode ser desconsiderado o entendimento das condições ambientais que afetam a utilização de substrato e o crescimento biológico, devendo ser necessário controlar as condições de pH e nutrientes, para assim proporcionar um tratamento eficaz (METCALF; EDDY, 2003).

Sousa *et al.* (2000) afirmam que em regiões de climas quente, a digestão anaeróbia apresenta-se como solução econômica e confiável para o tratamento de esgotos, porém este processo resulta em efluente com constituintes residuais, como matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes (fósforo e nitrogênio) e organismos patogênicos. Desta forma, efluentes advindos de um reator UASB necessitam de um pós-tratamento.

O excesso desses elementos nos sistemas aquáticos acarreta em diversos impactos ao meio, sendo a eutrofização do corpo receptor um dos mais relevantes. Desse modo, os sistemas de tratamento de esgotos devem promover a remoção desses nutrientes a níveis que estejam de acordo com os padrões estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes, através do tratamento em sistema combinado reator UASB seguido de filtro anaeróbio com leito de poliuretano se objetiva obter um efluente dentro dos padrões para matéria orgânica e nutrientes. (VON SPERLING, 2014).

Dentre as várias alternativas desenvolvidas para tratar esgotos domésticos e sanitários, destacam-se os tratamentos biológicos que ocorrem em ambiente anaeróbio e anóxico, sendo possível a combinação de tais ambientes. Uma boa caracterização prévia do esgoto é fundamental para escolha do melhor sistema de tratamento em termos de qualidade final do efluente.

A desnitrificação autotrófica baseada na adição de efluente nitrificado para sistemas anaeróbios apresentam a vantagem de possibilitar economia na operação, uma vez que não se faz necessário adicionar fonte externa de carbono, sendo assim o sistema reator UASB seguido de filtro anaeróbio com leito de poliuretano une baixo custo de operação e eficiência de tratamento.

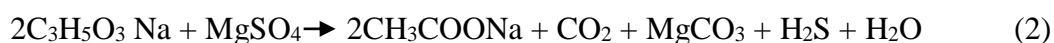
### **3.4. Frações de enxofre e impacto dos compostos odorantes no tratamento de esgoto**

O ciclo do enxofre é um processo natural, no qual várias espécies de microrganismos, por meio de reações de transformações sequenciais, convertem átomos de enxofre em uma variedade de estados de oxidação, o que colabora para este processo ser complexo. De um modo geral, as bactérias oxidantes de enxofre (BOE) e as bactérias oxidantes de sulfeto (BOS) produzem sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) e as bactérias redutoras de sulfato (BRS) usam o íon sulfato como aceptor de elétrons na respiração anaeróbia, produzindo sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) (MOCKAITIS, 2008).

A decomposição anaeróbia de compostos de enxofre é a principal causa da geração de odores. Dependendo do composto precursor, do pH e do potencial de oxirredução do esgoto, diferentes compostos odorantes são biologicamente formados, sendo o sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), resultante da redução biológica do sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) ou tiosulfato ( $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ) pelas bactérias redutoras de sulfato, o composto mais comumente associado aos odores do esgoto, embora outros compostos de enxofre, ácidos orgânicos voláteis, álcoois e amônia também possam contribuir para a percepção dos odores provenientes do esgoto (STUETZ; FRECHEN, 2001).

O sulfeto de hidrogênio é usualmente o composto odorante dominante associado a odores de esgoto, sendo também considerado um bom composto indicador de odores provenientes de processos secundários de tratamento de esgotos, principalmente pelo fato de o sistema olfativo humano ser capaz de detectá-lo em baixas concentrações (LUPATINI *et al.*, 2007; CARVALHO, 2013; GOSTELOW *et al.*, 2001).

Durante a respiração anaeróbia das BRS, os íons sulfato são usados como aceptores finais de elétrons com a produção de  $\text{H}_2\text{S}$ , como mostram as reações 1 e 2.



O tipo de sulfeto presente nos resíduos líquidos durante o tratamento biológico depende do pH, com H<sub>2</sub>S sendo a forma predominante no meio ácido, HS<sup>-</sup> e S<sup>2-</sup> são as principais espécies no meio neutro e alcalino (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

O sulfeto formado se dissocia em água e tem relação com o pH e a temperatura do meio. O pH da reação de dissociação do H<sub>2</sub>S para HS<sup>-</sup> é 6,96, ou seja, em um pH de 7,0 a 9,0 (faixa de pH usualmente associada a digestão anaeróbia), o H<sub>2</sub>S estará presente na forma dissociada (menos tóxica): variando de 50% de HS<sup>-</sup> em um pH = 7 a 90% HS<sup>-</sup> em um pH = 8, em um pH médio de 7,4, o sulfeto estará com 30% de H<sub>2</sub>S e 70% de HS<sup>-</sup>. Para pH inferior a 7,0 a forma molecular que se encontra predominantemente é o H<sub>2</sub>S (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012; RUBRIGHT *et al.*, 2017).

Apesar do seu odor característico e desagradável, o sulfeto de hidrogênio em teores acima de 150 ppm provoca a perda da sensação de odor, que é devido à fadiga do sistema olfatório sensitivo, no Quadro 1 tem-se descritos os efeitos a saúde humana a determinadas concentrações de sulfeto de hidrogênio.

**Quadro 1:** Efeito na saúde associado à presença de gás sulfídrico no ar.

<b>Concentração de H<sub>2</sub>S (ppm)</b>	<b>Tempo de exposição efeito nos seres humanos</b>	<b>Efeito nos seres humanos</b>
0,05 – 5	1 min	Detecção de odor característico
10 - 30	6 – 8h	Irritação nos olhos
50 – 100	30min – 1h	Conjuntivite, dificuldades respiratórias
150 – 200	2 – 15 min	Perda de olfato
250 – 350	2 – 15 min	Irritação nos olhos
350 – 450	2 – 15 min	Inconsistência, convulsão
500 – 600	2 – 15 min	Distúrbios respiratórios e circulatórios
700 - 1500	0 – 2min	Colapso, morte

Fonte: MAINIER *et al.* (2007)

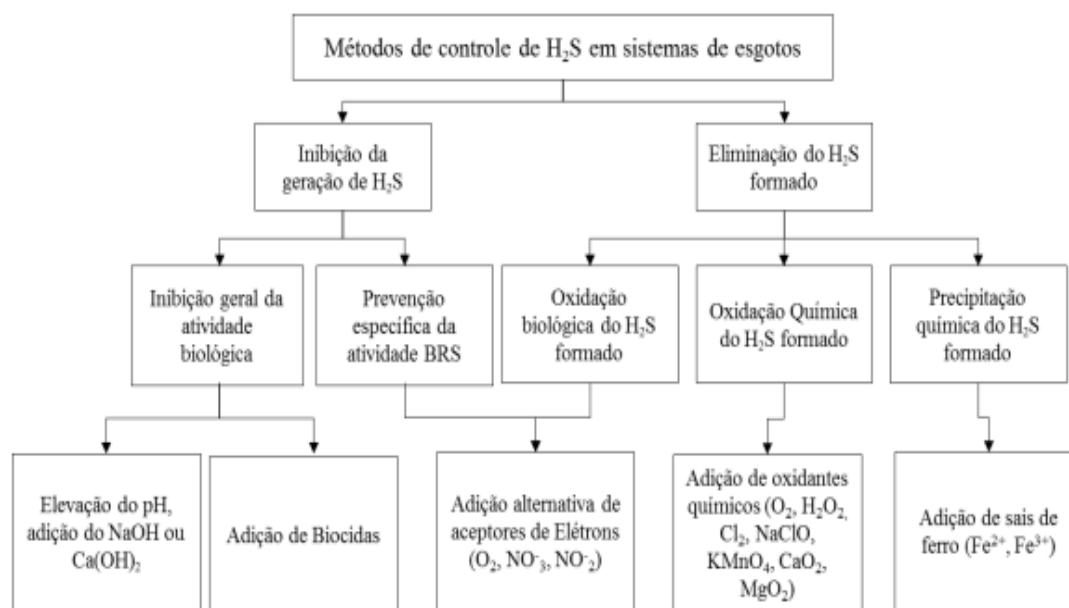
Considerando a etapa de sulfetogênese, as bactérias redutoras de sulfato (BRS) podem ser classificadas em quatro grupos: mesófilas Gram-negativas, eubactérias

termófilas Gram-negativas, Gram-positivas formadoras de esporos e arqueobactérias termófilas Gram-negativas.

As BRS mesófilas Gram-negativas não formadoras de esporos são as mais difundidas na natureza. Dentre elas, cinco gêneros oxidam parcialmente compostos orgânicos a acetato: *Desulfovibrio*, *Desulfohalobium*, *Desulfobulbus*, *Desulfohalobium* e *Desulfomicrobium*. Enquanto sete gêneros oxidam substratos orgânicos completamente a  $\text{CO}_2$ : *Desulfoarculus*, *Desulfobacter*, *Desulfobacterium*, *Desulfococcus*, *Desulfomonile*, *Desulfonema* e *Desulfosarcina* (BARTON, 1995).

Na Figura 1 tem-se descritos os métodos químicos e biológicos para controle da emissão ou geração de  $\text{H}_2\text{S}$ .

**Figura 1** - Métodos químicos e biológicos para controle da emissão ou geração de  $\text{H}_2\text{S}$ .



Fonte: Zhang *et al.* (2008); de Castro (2017).

As condições operacionais de temperatura e pH influenciam nas formas de sulfeto presentes no reator. Tal relação se dá, primeiramente, devido à influência da temperatura no controle das taxas de reações bioquímicas (CHERNICHARO, 2007).

Segundo Zhang *et al.* (2007), há basicamente quatro mecanismos para o controle das emissões de  $\text{H}_2\text{S}$ .

- Aumento do potencial redox para o controle da formação de sulfetos (por meio da injeção de ar ou oxigênio ou adição de nitrato).

- Inibição da atividade das BRS (por meio da elevação do pH ou adição de biocidas).
- Remoção química de sulfetos (por meio da precipitação por sais metálicos, como o cloreto férrico ou sulfato férrico, ou da adição de oxidantes químicos, como o peróxido de hidrogênio, cloro ou permanganato de potássio);.
- Oxidação biológica dos sulfetos.

A matéria orgânica das águas residuárias é decomposta pela ação de microrganismos (bactérias, fungos e protozoários) que estão presentes no efluente, que convertem a matéria orgânica em dióxido de carbono, água e material celular. Em condições anaeróbias, há a produção de gases como, o gás metano (VON SPERLING, 2005).

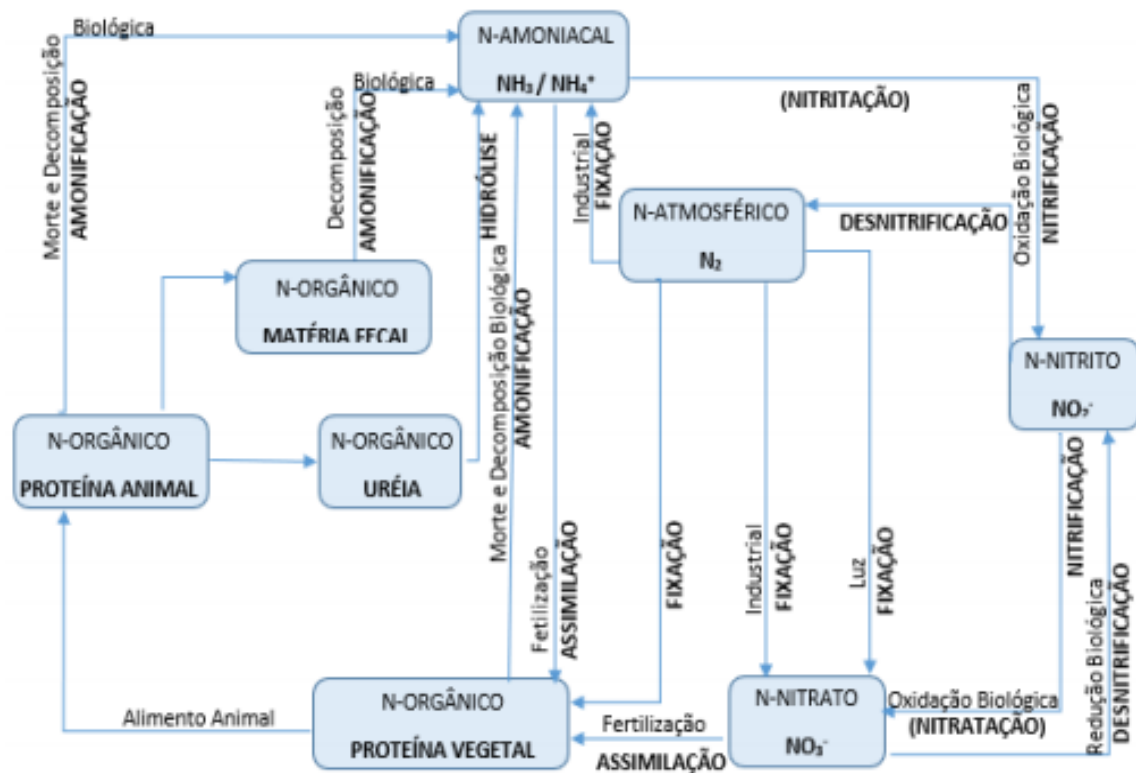
Wang *et al.*, (2005) afirmam que em situações onde se encontram sulfeto e nitratos presentes, bactérias oxidantes de sulfeto podem converter sulfeto a sulfato, utilizando o  $\text{NO}_3^-$  comoceptor final de elétrons, este processo é conhecido como remoção de sulfeto por desnitrificação.

### **3.5.Fundamentos de nitrificação e desnitrificação**

Nas águas residuárias a presença de nitrogênio pode ocorrer nas formas de amônia ( $\text{NH}_3$ ), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e nitrogênio orgânico. O nitrogênio encontra-se, em sua maioria, na forma amoniacal e na forma de nitrogênio orgânico, a qual consiste em uma mistura complexa de amino compostos, incluindo proteínas e aminoácidos. O nitrogênio orgânico é facilmente convertido em amoniacal por via bacteriana de decomposição por processo de amonificação. O nitrato e nitrito são formas oxidadas provenientes da decomposição biológica da matéria orgânica nitrogenada (METCALF; EDDY, 2014).

Na Figura 2 tem-se descrita as etapas do ciclo do nitrogênio.

**Figura 2 - Ciclo do Nitrogênio**



Fonte: Mezzomo (2019); METCALF e EDDY (2003).

O nitrogênio incorporado aos alimentos na forma de proteína, base da alimentação do homem, tem como destino final o ambiente. Os nutrientes não aproveitados pelo homem são eliminados pela urina e fezes. Logo a composição do material de um esgoto residencial é rica em compostos nitrogenados e apresenta-se em maior quantidade sob a forma amoniacal, mas é encontrado também como nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato (DUTTA; SARKAR, 2015).

Segundo Van Haandel e Marais (1999), a nitrificação é a oxidação biológica de amônia, tendo como produto final o nitrato. A reação requer a mediação de bactérias específicas e se realiza em dois passos sequenciais. No primeiro passo, a amônia é oxidada para nitrito através da ação bioquímica de bactérias do gênero *Nitrossomonas*. O seguinte passo, a oxidação de nitrito para nitrato é mediada por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Ambos os gêneros *Nitrossomas* e *Nitrobacter* somente desenvolvem atividade bioquímica na presença de oxigênio dissolvido, isto é, são aeróbios obrigatórios. Os dois passos podem ser descritos com as seguintes reações químicas.





As bactérias nitrificantes que dominam processos biológicos são consideradas como resultado de pressões seletivas, como concentrações de N-NH<sub>4</sub> ou N-NO<sub>2</sub>, pH e temperatura do reator (ANDREWS; HARRIS, 1986).

Condições como temperatura e pH exercem um efeito importante sobre a seleção, sobrevivência e crescimento de microrganismos. Em geral, o crescimento ótimo para um microrganismo ocorre em uma faixa muito estreita de temperatura e de pH, embora muitos deles possam sobreviver dentro de limites mais amplos. Temperaturas abaixo de valores ótimos têm um efeito mais significativo sobre a taxa de crescimento do que temperaturas acima de valores ótimos (MADIGAN, 2012).

Quando o oxigênio se torna limitante para a respiração aeróbia e há presença de outro aceptor de elétron como o SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> e o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no meio, diz-se que o ambiente se tornou anóxico. É então neste ambiente que é promovida a desnitrificação, quando o nitrato passa a ser utilizado como aceptor de elétrons após a ausência do O<sub>2</sub> (NANCHARAI, *et al.*, 2016). De acordo com Cox (2009), a velocidade de crescimento das bactérias desnitrificantes depende da presença de matéria orgânica e da concentração de NO<sub>x</sub> (nitrito e nitrato, aceptores finais de elétrons).

A desnitrificação corresponde à redução dos nitratos a nitrogênio gasoso, a desnitrificação ocorre necessariamente a partir do nitrato e não da amônia, sendo esta a razão de que no tratamento dos esgotos a desnitrificação deve ser precedida da nitrificação. O processo de desnitrificação pode ocorrer heterotrófica, onde a fonte de energia utilizada é o carbono orgânico e autotrófica onde compostos reduzidos de enxofre e hidrogênio são utilizados como fonte de energia (ARCEIVALA, 1981).

Para Zoppas *et al.* (2016) Também há que considerar que, com relação à desnitrificação, é difícil controlar a dosagem exata de matéria orgânica que deve ser fornecida ao sistema para uma eficiente desnitrificação sem que prejudique a primeira etapa de remoção, a nitrificação. Dentre os problemas que podem ocorrer se pode destacar:

- O acúmulo de nitrito e nitrato quando a fonte de carbono é insuficiente
- Resíduos orgânicos em excesso quando a fonte de carbono está

em excesso

A desnitrificação heterotrófica é realizada por bactérias desnitrificantes heterotróficas, tais como *Achromobacter* e *Pseudomonas*, enquanto a desnitrificação

autotrófica é realizada por organismos desnitrificantes autotróficos, como *Paracoccus denitrificans* e *Thiobacillus denitrificans*. Também incluindo os gêneros seguintes: *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Halobacterium*, *Methanomonas* e *Spirillum*, *Vibrio* (SHOW; LEE; PAN, 2013; PAYNE, 1981; GAYLE, 1989).

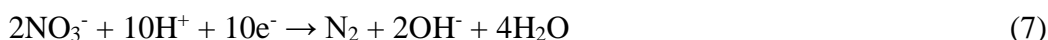
Utilizando uma fonte interna de carbono também é possível promover a desnitrificação. Neste caso, as bactérias desnitrificantes utilizam a matéria orgânica remanescente do próprio afluente ou, ainda, a biomassa bacteriana, denominada respiração endógena (BEZERRA FILHO, 2015).

Na via autotrófica, na qual os elétrons provenientes de substâncias inorgânicas, como por exemplo, os compostos reduzidos de enxofre (sulfeto ou enxofre elementar) são envolvidos na redução do  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$ . Assim, alguns dos microrganismos desnitrificantes autotróficos reportados na literatura são *Thiobacillus denitrificans*, *Thiomicrospira denitrificans*, *Beggiatoa*, *Paracoccus pantotrophus*, *Sulfurimonas denitrificans*, *Thioalkalivibrio denitrificans*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Arcobacter*, *Pseudomonas stutzeri* (BERISTAIN-CARDOSO *et al.*, 2006; MAHMOOD *et al.*, 2009; SHAO *et al.*, 2010).

Com a interação entre bactérias heterotróficas e autotróficas, tem-se melhoria da eficiência da desnitrificação e da capacidade de tratamento, redução do consumo de energia elétrica e consumo de fonte de carbono (Tong *et al.*, 2013).

As condições ambientais que exercem influência neste processo são: a temperatura e o pH. A desnitrificação aumenta com a temperatura até um valor ótimo de 40°C. A dependência do pH é menor na desnitrificação do que na nitrificação, de modo que quando as condições de nitrificação são atendidas a desnitrificação também ocorrerá de maneira satisfatória (VAN HAANDEL *et al.*, 2009).

As reações 6 e 7 apresentam a estequiometria do processo, caso a desnitrificação seja baseada na redução do  $\text{NO}_2^-$  (desnitrificação via nitrito) ou na redução do  $\text{NO}_3^-$  (desnitrificação via nitrato), respectivamente (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003).



Segundo Tandukar *et al.* (2009), a desnitrificação autotrófica apresenta algumas vantagens em relação a heterotrófica:

- Não há necessidade de adição de carbono orgânico, reduzindo os custos do



processo.

- Produção reduzida de biomassa.
- Oxidação simultânea do enxofre, podendo ser removido, caso ocorra formação de enxofre elementar ou convertido a sulfato, substância menos agressiva ao meio ambiente.

Cada vez mais, estão sendo desenvolvidos estudos envolvendo o processo de desnitrificação heterotróficas e autotróficas simultâneos. A desnitrificação simultânea pretende alcançar um equilíbrio da alcalinidade existente no sistema, de tal modo que a alcalinidade produzida pelas bactérias desnitrificantes heterotróficas possa ser consumida pelas bactérias desnitrificantes autotróficas (BRITO *et al.*, 2019).

### **3.6. Interação dos ciclos de nitrogênio e enxofre**

Naturalmente a existência de uma espécie de microrganismo em um ambiente está associada aos ciclos biogeoquímicos. Esta espécie, normalmente catalisa uma das etapas das transformações que ocorrem com os compostos destes ciclos, possibilitando o equilíbrio entre os diferentes elementos químicos e biológicos no meio ambiente (MIDDELBURG, 2000).

Com a utilização dos compostos reduzidos de enxofre, em especial o sulfeto de hidrogênio, para a redução do nitrato ou nitrito, inicia-se a integração dos ciclos do enxofre e nitrogênio, o que possibilita a redução dos custos envolvidos no tratamento, além de permitir a redução do impacto ambiental associado ao sulfeto de hidrogênio (SANTANA, 2006).

A remoção dos compostos de nitrogênio integrada ao ciclo do enxofre é possível em função dos metabolismos destes dois elementos interagirem em vários níveis de tratamento. Nesse caso, o nitrato é reduzido por meio da ação de bactérias oxidadoras de enxofre, como *Thiobacillus denitrificans* e *Thiomicrospira denitrificans*, ao mesmo tempo em que utilizam uma variedade de compostos inorgânicos reduzidos de enxofre (HULSHOFF POL *et al.*, 1998; MANCONI *et al.*, 2007; ZHANG *et al.*, 1999).

Krishnakumar e Manilal (1999) afirmaram que essas bactérias apresentam requerimento nutricional simples, o que torna vantajosa sua utilização. Para Beristain-Cardoso *et al.* (2006), o processo de oxidação de compostos de enxofre realizado por tais microrganismos também pode se proceder em condições aeróbias.

Os compostos reduzidos de enxofre representam um problema ambiental, devido à toxicidade, mau odor, propriedades corrosivas e Demanda Química de Oxigênio. Quando convertidos na desnitrificação autotrófica, esses compostos transformam-se em produtos não prejudiciais, tais como: sulfato e enxofre elementar. O sulfato pode ser descartado diretamente nos corpos receptores, enquanto que o enxofre elementar, por ser insolúvel, pode ser removido fisicamente do efluente para reuso, por exemplo, para a produção de ácido sulfúrico (MORAES *et al.*, 2012; JASSEN *et al.*, 1999; MANCONI *et al.*, 2007).

No caso de efluentes de reatores anaeróbios, a desnitrificação utilizando sulfeto como doador de elétrons é bastante interessante, visto que tais efluentes contêm nitrogênio amoniacal, sulfetos e quantidade reduzida de matéria orgânica, além de biogás contendo sulfeto de hidrogênio, o qual também pode ser aplicado ao processo (FORESTI *et al.*, 2006).

A presença de matéria orgânica pode atrapalhar o processo devido à competição por nitrato entre as vias metabólicas autotrófica e heterotrófica de desnitrificação. Por isso, é importante investigar melhor o processo de desnitrificação autotrófica em reatores anaeróbios tratando efluentes contendo matéria orgânica e sulfato para verificar o impacto nas várias rotas metabólicas, principalmente na sulfetogênese, uma vez que a maioria dos estudos tem investigado o processo para efluentes que já contém sulfeto e baixo teor de matéria orgânica (AN; TANG; NEMAT, 2010; CHEN, 2009; REYES-AVILA; RAZO-FLORES; GOMEZ, 2004; WANG *et al.*, 2015; WATSUNTORN *et al.*, 2019; XU *et al.*, 2014).

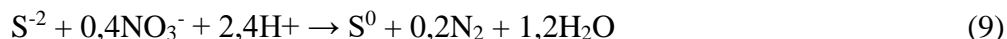
Dependendo da disponibilidade de nitrato ou nitrito, o sulfeto pode ser oxidado parcialmente a enxofre elementar ou totalmente a sulfato, enquanto os aceptores de elétrons são reduzidos a nitrogênio gasoso (CHEN *et al.*, 2009).

Na presença de matéria orgânica, enquanto o sulfeto é parcialmente oxidado a enxofre elementar, o nitrato é reduzido parcialmente a nitrito pelos desnitrificantes autotróficos, o qual é posteriormente reduzido a nitrogênio gasoso pelos desnitrificantes heterotróficos. (SHOW, LEE E PAN, 2013)

A reação 8 representa a redução de nitrato utilizando sulfeto com fonte de energia com sulfato e N<sub>2</sub> como produto final (REYES-AVILA *et al.*, 2004).



A oxidação de sulfeto pode ocorrer parcialmente a enxofre elementar (BERISTAIN-CARDOSO *et al.*, 2006), assim representada na reação 9.



Segundo Sierra-Alvarez *et al.* (2007), a desnitrificação com a oxidação de enxofre elementar a sulfato (reação 10) também é possível.



Nitrito é um intermediário na redução de nitrato e seu acúmulo tem sido frequentemente observado em sistemas de desnitrificação autotrófica associado a compostos de enxofre (AN *et al.*, 2010; SUN; NEMATI, 2012).

Os microrganismos envolvidos nesse processo são bactérias desnitrificantes autotróficas, que utilizam formas oxidadas de nitrogênio (nitrato ou nitrito) como aceptores de elétrons. Essas bactérias podem usar uma variedade de formas inorgânicas reduzidas de enxofre ( $\text{S}^{2-}$ ,  $\text{S}^0$ ,  $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ,  $\text{S}_4\text{O}_6^{2-}$ ,  $\text{SO}_3^{2-}$ ) para seu crescimento quimiolitotrófico com redução simultânea de nitrato ou nitrito a nitrogênio gasoso. Os produtos finais da oxidação de sulfeto são enxofre elementar ou sulfato e nitrogênio gasoso como intermediário (POKORNA; ZABRANSKA, 2015).

O potencial desse processo está no fato de que o enxofre é um doador de elétrons mais barato do que fontes de carbono, como o acetato, e pode estar presente no próprio efluente (SOUZA, 2011).

Segundo Reyes-Avila *et al.* (2004), a remoção conjunta de matéria orgânica, nitrogênio e enxofre é um processo viável. Mesmo com a competição entre o consumo de matéria orgânica e de enxofre a desnitrificação foi melhor do que se tivesse somente uma das duas fontes disponíveis. Assim, a desnitrificação autotrófica parece ser um processo complementar a outras formas de desnitrificação.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. Localização do sistema experimental

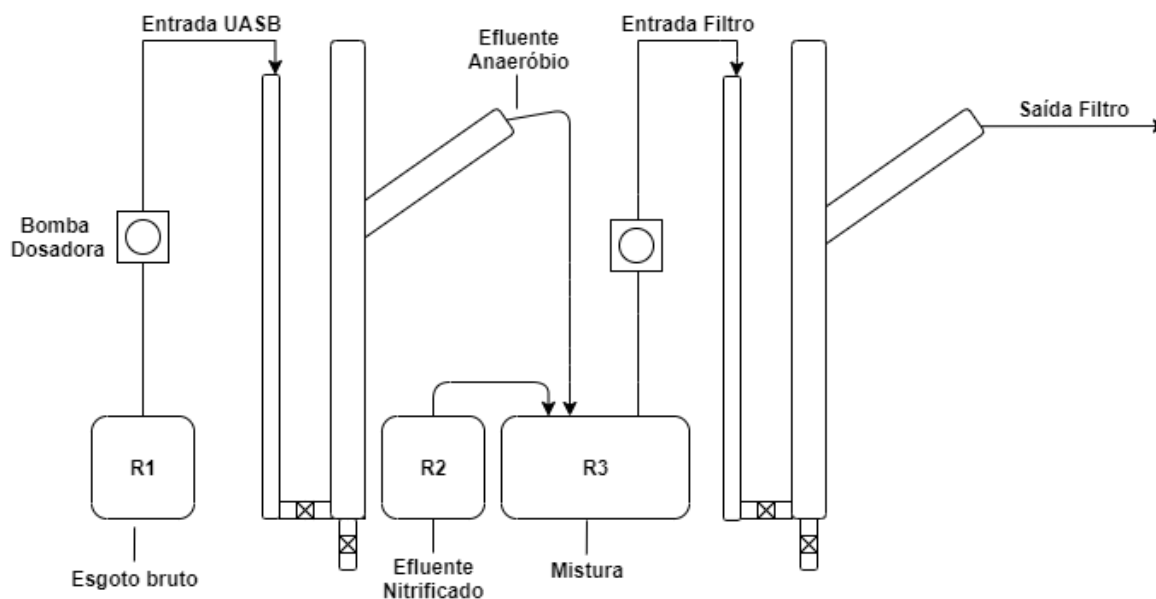
O sistema experimental foi instalado e monitorado na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários – EXTRABES, da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, localizada no bairro do Catolé em Campina Grande – PB.

Foram utilizados esgotos domésticos oriundos de um empreendimento residencial próximo da EXTRABES e esgotos sanitários provenientes da rede coletora de esgotos da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba – CAGEPA. A captação do esgoto foi realizada através de uma bomba submersa instalada em um poço úmido oriundo do interceptor leste.

### 4.2. Sistema Experimental

Consiste em um reator anaeróbio, UASB convencional e um filtro anaeróbio representados na Figura 3, ambos constituídos de material PVC.

**Figura 3** – Reator UASB e Filtro Anaeróbio



Fonte: Autor (2020).

Onde R1 compreende o reservatório de alimentação do reator UASB, R2 o de armazenamento do efluente nitrificado e R3 é o reservatório de alimentação do filtro anaeróbio contendo a mistura entre o efluente do reator UASB e efluente nitrificado.

O Filtro anaeróbio foi preenchido com espumas de poliuretano, utilizada como meio suporte para agregar biofilme. Este material foi cortado em cubos com arestas de 2 cm. Na figura 4 tem-se o sistema (UASB + Filtro Anaeróbio) em escala real.

**Figura 4** – Sistema Experimental



Fonte: Autor (2020)

As especificações do reator UASB e do Filtro anaeróbio estão na Tabela 1.

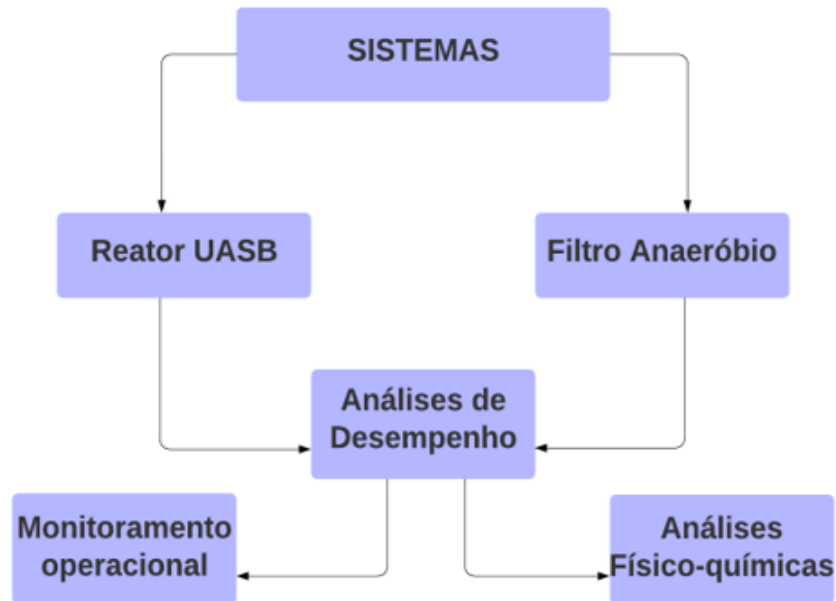
**Tabela 1** – Especificações do Reator UASB e Filtro anaeróbio

<b>Parâmetros</b>	<b>Reator UASB</b>	<b>Filtro anaeróbio</b>
<b>Volume útil (L)</b>	2	2
<b>Altura (m)</b>	0,9	0,9
<b>Diâmetro (m)</b>	0,05	0,05
<b>Tempo de Detenção Hidráulica (h)</b>	6,0	4,0
<b>Vazão Afluente (L/d)</b>	8,0	12,0

Fonte: Autor (2019)

A pesquisa compreendeu duas fases experimentais e as atividades desempenhadas durante o estudo estão descritas na Figura 5.

**Figura 5** – Atividades realizadas no estudo

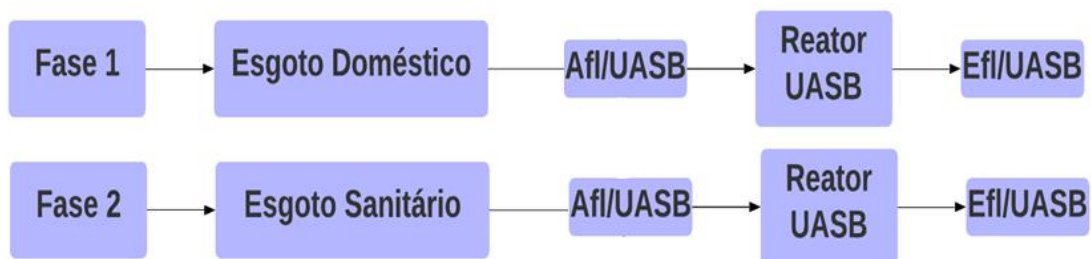


Fonte: Autor (2020)

Na fase 1 foi utilizado o esgoto doméstico, a mesma teve trinta dias de duração correspondente ao mês de setembro de 2019, foi observado a adaptação da biomassa as condições operacionais aplicadas. Visando aumentar a eficiência do sistema, especificamente em relação a formação de sulfetos no reator UASB foi realizada a mudança do esgoto doméstico para o esgoto sanitário. A fase 2 teve cento e vinte dias de duração correspondentes aos meses de outubro de 2019 a fevereiro de 2020

Objetivando uma estabilização mais eficiente do sistema foi inoculado 1L de lodo anaeróbio no reator UASB que corresponde a 50% do volume útil com SSV de 33g/l. A partir da instalação do sistema (UASB + Filtro Anaeróbio) iniciou-se a operação do reator UASB alimentado com esgoto doméstico na fase 1 e esgoto sanitário na fase 2 bombeado de um reservatório, com vazão de 8L/d. Na Figura 6 tem-se representado os pontos de entrada e saída do Reator UASB.

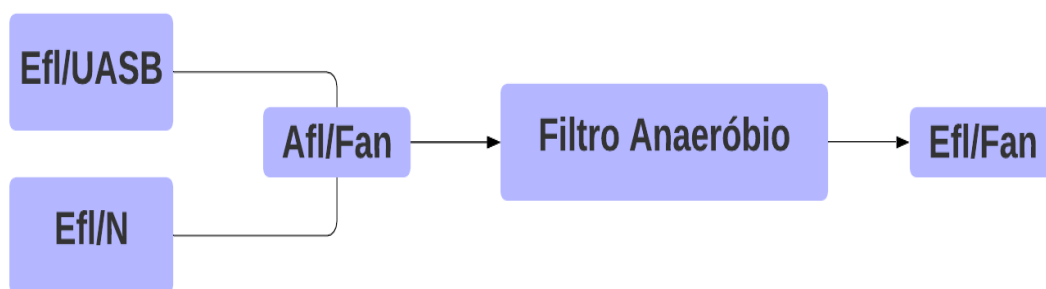
**Figura 6** – Parâmetros de entrada e saída do Reator UASB



Fonte: Autor (2020)

Na Figura 7 tem-se representado os pontos de entrada e saída do Filtro Anaeróbio.

**Figura 7** - Parâmetros de entrada e saída do Filtro Anaeróbio



Fonte: Autor (2020)

Na operação do filtro anaeróbio, para o afluente foi realizada a mistura de 8L do efluente do Reator UASB com 4L de efluente nitrificado proveniente de um sistema combinado de tratamento biológico com reator integrado anóxico-aeróbio, operado na EXTRABES.

#### 4.3. Acompanhamento e Monitoramento do Sistema

Foi estabelecido um programa de monitoramento semanal, no qual consistiu na realização de coletas e análises físico-químicas das amostras que seguirão, essencialmente, a disposição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.* 2012).

Foram analisados os parâmetros de pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, turbidez, DQO total, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, sólidos

suspensos fixos, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, sulfato, sulfeto e enxofre elementar.

Foi realizado a coleta de 500ml de cada amostra estudada, sendo essas o afluente e efluente do reator UASB e afluente e efluente do filtro anaeróbio, totalizando quatro pontos e, possibilitando assim, a avaliação do desempenho do sistema estudado.

#### 4.4. Análise Estatística

Para melhor visualização dos dados foram obtidos gráficos boxplot para cada parâmetro analisado durante a operação e monitoramento dos sistemas nas duas fases da pesquisa. O boxplot é uma ferramenta gráfica onde são apresentados os valores de mínimo, primeiro quartil, mediana, terceiro quartil e máximo. Os gráficos foram obtidos no *software Minitab 19*.

Para os resultados das análises físico-químicas também foi utilizado o *software Minitab 19*. Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e a comparação de médias foi realizada pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

#### 4.5. Razão N/S/DQO

Para determinação da razão mássica de N/S/DQO para o reator UASB e filtro anaeróbio foi quantificada a massa diária de entrada e saída dos sistemas. Para determinação da quantidade diária de matéria orgânica, nitrogenada e de enxofre foram utilizadas para o reator UASB as equações Eq.1 a Eq.8.

$$MS_{ta} = Q_a \cdot S_{ta} \quad (\text{Eq.1})$$

$$MS_{te} = Q_e \cdot S_{te} \quad (\text{Eq.2})$$

Onde:

$MS_{ta}$ : Massa de DQO afluente ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{dia}^{-1}$ )

$MS_{te}$ : Massa de DQO efluente ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{dia}^{-1}$ )

$Q_a$ : Vazão afluente ( $\text{L} \cdot \text{dia}^{-1}$ )

$Q_e$ : Vazão efluente ( $\text{L} \cdot \text{dia}^{-1}$ )

$S_{ta}$ : DQO afluente ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )



$S_{te}$ : DQO efluente ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ )

Para o material nitrogenado, tem-se as equações Eq.3, Eq.4 e Eq.5.

$$MN_{ta} = Q_a \cdot N_{ta} \quad (\text{Eq.3})$$

$$MN_{te} = Q_e \cdot N_{te} \quad (\text{Eq.4})$$

$$N_t = N_{NTK} + N_{\text{NO}_2^-} + N_{\text{NO}_3^-} \quad (\text{Eq.5})$$

Onde:

$MN_{ta}$ : Material nitrogenado afluente ( $\text{mgN}.\text{dia}^{-1}$ )

$MN_{te}$ : Material nitrogenado efluente ( $\text{mgN}.\text{dia}^{-1}$ )

$Q_a$ : Vazão afluente ( $\text{L}.\text{dia}^{-1}$ )

$Q_e$ : Vazão efluente ( $\text{L}.\text{dia}^{-1}$ )

$N_{ta}$ : Nitrogênio total afluente ( $\text{mgN}.\text{L}^{-1}$ ),

$N_{te}$ : Nitrogênio total efluente ( $\text{mgN}.\text{L}^{-1}$ )

$N_t$ : Nitrogênio total ( $\text{mgN}.\text{L}^{-1}$ )

$N_{NTK}$ : NTK total ( $\text{mgN}.\text{L}^{-1}$ )

$N_{\text{NO}_2^-}$ : Nitrito total ( $\text{mgN}.\text{L}^{-1}$ )

$N_{\text{NO}_3^-}$ : Nitrato total ( $\text{mgN}.\text{L}^{-1}$ )

Para o material de enxofre, tem-se as equações Eq.6, Eq.7 e Eq.8.

$$MS_{ta} = Q_a \cdot S_{ta} \quad (\text{Eq.6})$$

$$MS_{te} = Q_e \cdot S_{te} \quad (\text{Eq.7})$$

$$S_t = S_{\text{SO}_4^{2-}} + S_{\text{S}_2} + S_{\text{S}^\circ} \quad (\text{Eq.8})$$

Onde:

$MS_{ta}$ : Material de enxofre afluente ( $\text{mgS}.\text{dia}^{-1}$ )

$MS_{te}$ : Material de enxofre efluente ( $\text{mgS}.\text{dia}^{-1}$ )

$Q_a$ : Vazão afluente ( $\text{L}.\text{dia}^{-1}$ )

$Q_e$ : Vazão efluente ( $L.dia^{-1}$ )

$S_{ta}$ : Enxofre total no afluente ( $mgS.L^{-1}$ )

$S_{te}$ : Enxofre total no efluente ( $mgS.L^{-1}$ )

$S_t$ : Enxofre total ( $mgS.L^{-1}$ )

$S_{SO42-}$ : Sulfato total ( $mgS.L^{-1}$ )

$S_{S2-}$ : Sulfeto total ( $mgS.L^{-1}$ )

$S_s$ : Enxofre elementar total ( $mgS.L^{-1}$ )

Para determinação da quantidade diária de matéria orgânica, nitrogenada e de enxofre foram utilizadas para o filtro anaeróbio as equações Eq.9 a Eq.16.

$$MS_{ta} = Q_u \cdot S_{tu} + Q_n \cdot S_{tn} \quad (\text{Eq.9})$$

$$MS_{te} = Q_e \cdot S_{te} \quad (\text{Eq.10})$$

Onde:

$MS_{ta}$ : Massa de DQO afluente ( $mgO_2.dia^{-1}$ )

$MS_{te}$ : Massa de DQO efluente ( $mgO_2.dia^{-1}$ )

$Q_u$ : Vazão do efluente do reator UASB ( $L.dia^{-1}$ )

$Q_n$ : Vazão efluente nitrificado ( $L.dia^{-1}$ )

$Q_e$ : Vazão do efluente do filtro anaeróbio ( $L.dia^{-1}$ )

$S_{tu}$ : DQO total no efluente do reator UASB ( $mgO_2.L^{-1}$ )

$S_{tn}$ : DQO total no efluente nitrificado ( $mgO_2.L^{-1}$ )

$S_{te}$ : DQO total do efluente do filtro anaeróbio ( $mgO_2.L^{-1}$ )

Para o material nitrogenado, tem-se as equações Eq.11, Eq.12 e Eq.13.

$$MN_{ta} = Q_u \cdot (N_{tu}) + Q_n \cdot (N_{tn}) \quad (\text{Eq.11})$$

$$MN_{te} = Q_e \cdot (N_{te}) \quad (\text{Eq.12})$$

$$N_t = N_{NTK} + N_{NO2-} + N_{NO3-} \quad (\text{Eq.13})$$

Onde:

$MN_{ta}$ : Material total afluente ( $\text{mgN.dia}^{-1}$ )

$MN_{te}$ : Material total efluente ( $\text{mgN.dia}^{-1}$ )

$Q_u$ : Vazão do efluente do reator UASB ( $\text{L.dia}^{-1}$ )

$Q_n$ : Vazão efluente nitrificado ( $\text{L.dia}^{-1}$ )

$Q_e$ : Vazão do efluente do filtro anaeróbio ( $\text{L.dia}^{-1}$ )

$N_{tu}$ : Nitrogênio total no efluente do reator UASB ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_{tn}$ : Nitrogênio total no efluente nitrificado ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_{te}$ : Nitrogênio total do efluente do filtro anaeróbio ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_t$ : Nitrogênio total ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_{NTK}$ : NTK total ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_{NO_2}$ : Nitrito total ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

$N_{NO_3}$ : Nitrato total ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )

Para o material de enxofre, tem-se as equações Eq.14, Eq.15 e Eq.16.

$$MS_{ta} = Q_u \cdot (S_{tu}) + Q_n \cdot (S_{tn}) \quad (\text{Eq.14})$$

$$MS_{te} = Q_e \cdot (S_{te}) \quad (\text{Eq.15})$$

$$S_t = S_{SO_4} + S_{S_2} + S_{S^0} \quad (\text{Eq.16})$$

Onde:

$MS_{ta}$ : Material de enxofre afluente ( $\text{mgS.dia}^{-1}$ );

$MS_{te}$ : Material de enxofre efluente ( $\text{mgS.dia}^{-1}$ );

$Q_u$ : Vazão do efluente do reator UASB ( $\text{L.dia}^{-1}$ );

$Q_n$ : Vazão efluente nitrificado ( $\text{L.dia}^{-1}$ );

$Q_e$ : Vazão do efluente do filtro anaeróbio ( $\text{L.dia}^{-1}$ );

$S_{tu}$ : Enxofre total no efluente do reator UASB ( $\text{mgS.L}^{-1}$ );

$S_{tn}$ : Enxofre total no efluente nitrificado ( $\text{mgS.L}^{-1}$ );

$S_{te}$ : Enxofre total do efluente do filtro anaeróbio ( $\text{mgS.L}^{-1}$ );

$S_t$ : Enxofre total ( $\text{mgS.L}^{-1}$ );

$S_{SO_4}$ : Sulfato total ( $\text{mgS.L}^{-1}$ );

$S_{S_2}$ : Sulfeto total ( $\text{mgS.L}^{-1}$ );

$S_{S^0}$ : Enxofre elementar total ( $\text{mgS.L}^{-1}$ ).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas Tabelas de 2 a 7 tem-se os resultados para os parâmetros físico-químicos divididos em Fase 1, onde foi utilizado o esgoto doméstico com número de determinações N=4 e Fase 2, que foi utilizado o esgoto sanitário com N=15. As tabelas com os parâmetros estatísticos estão no Apêndice. Os parâmetros para melhor visualização dos dados também estão descritos através de gráficos boxplot nas figuras 8 a 21,

**Tabela 2** – Valores médios e desvio padrão para alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, pH e turbidez durante o período de operação do sistema experimental.

		pH		Alcalinidade total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	
Reator UASB		Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Afluente		7,36	7,12	291,21±160,70 <sup>a</sup>	197,50±18,39 <sup>a</sup>
Efluente		7,60	7,20	276,52±140,40 <sup>a</sup>	214,35±27,92 <sup>a</sup>
E (%)		-	-	5,04	-
Filtro Anaeróbio		Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Afluente		7,80	7,22	213,10±97,60 <sup>a</sup>	162,43±14,09 <sup>a</sup>
Efluente		7,74	7,39	229,40±91,00 <sup>a</sup>	169,92±22,63 <sup>a</sup>
E (%)		-	-	-	-
		Ácidos graxos voláteis (mgHAc.L <sup>-1</sup> )		Turbidez (NTU)	
Reator UASB		Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Afluente		87,30±65,50 <sup>a</sup>	81,25±16,81 <sup>a</sup>	199,70±39,90 <sup>a</sup>	202,56±36,65 <sup>a</sup>
Efluente		52,64±36,00 <sup>a</sup>	30,11±13,10 <sup>b</sup>	96,50±28,90 <sup>b</sup>	64,51±37,04 <sup>b</sup>
E (%)		39,7	62,95	51,67	68,15
Filtro Anaeróbio		Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2

Afluente	28,47±17,87 <sup>a</sup>	23,83±6,33 <sup>a</sup>	37,36±13,64 <sup>a</sup>	19,61±13,24 <sup>a</sup>
Efluente	30,66±14,91 <sup>a</sup>	17,49±6,64 <sup>b</sup>	13,28±7,40 <sup>b</sup>	8,94±3,92 <sup>b</sup>
E (%)	-	26,60	64,45	54,41

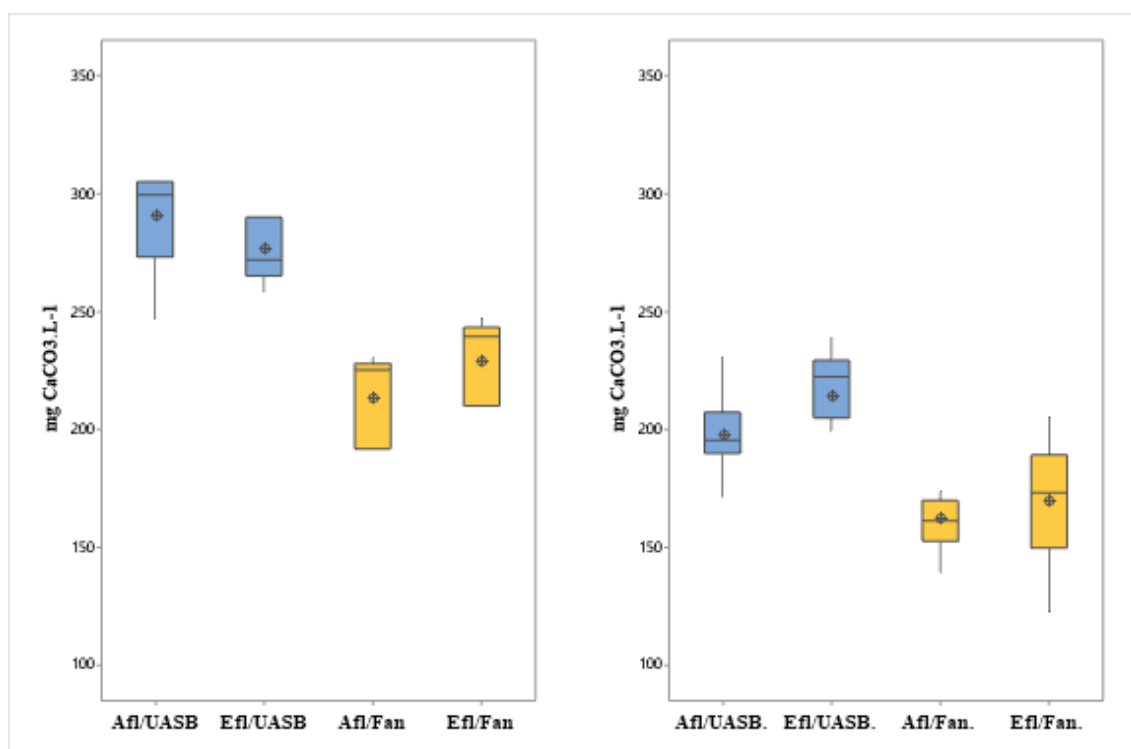
Onde Afl = afluente e Efl = efluente, Média com a mesma letra não se diferem estatisticamente a nível de significância de 0,05. Onde E (%) = Eficiência. Fonte: Autor (2020)

Para a grande maioria das bactérias, o pH ótimo de crescimento se mantém entre 6,5 e 7,5. As variações máximas e mínimas estão entre pH 4 e 9 (CAMPOS *et al.*, 2006; CHERNICHARO, 2007). Os valores médios de pH nas duas fases de estudo se mantiveram no intervalo de 7,12 a 7,80 considerado pH ótimo para crescimento tanto para o reator UASB quanto para o filtro anaeróbio.

A velocidade de desnitrificação é afetada por fatores ambientais como: temperatura e pH. A desnitrificação ocorre em temperaturas na faixa de 10 a 30°C. O pH ótimo está na faixa de 6,5 a 8,0 (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

Os resultados para alcalinidade total e ácidos graxos voláteis estão descritos nas Figuras 8 e 9.

**Figura 8** – Alcalinidade total do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

Para a alcalinidade total houve redução em relação aos valores médios de esgoto doméstico e sanitário. Na fase 1, a alcalinidade total para o efluente do reator UASB foi de 276,5 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e para o efluente do filtro anaeróbio de 229,40 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>. Na fase 2, a alcalinidade total do efluente do filtro anaeróbio foi de 169,92 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>.

Ambos efluentes tratados pelo filtro anaeróbio apresentaram médias mais elevadas que no afluente, indicando uma produção de alcalinidade durante o processo de desnitrificação. O aumento da alcalinidade no efluente é positivo para manter o processo estável, ajuda a acelerar a remoção de poluentes e melhora a capacidade de tamponamento do sistema (OLIVEIRA *et al.*, 2015).

Baloch *et al.* (2006) e Tai *et al.* (2006) relataram que a produção de alcalinidade durante o processo de desnitrificação pode ser usado benéficamente para melhorar a estabilidade de reatores anaeróbicos neutralizando a diminuição do pH, geralmente associada à acidogênese.

O processo de nitrificação consome teoricamente alcalinidade em função de CaCO<sub>3</sub> por mg de amônia oxidada; ocasionando queda na alcalinidade efluente. A redução dos compostos nitrogenados oxidados à N<sub>2</sub> devolve alcalinidade ao sistema (METCALF; EDDY, 2003).

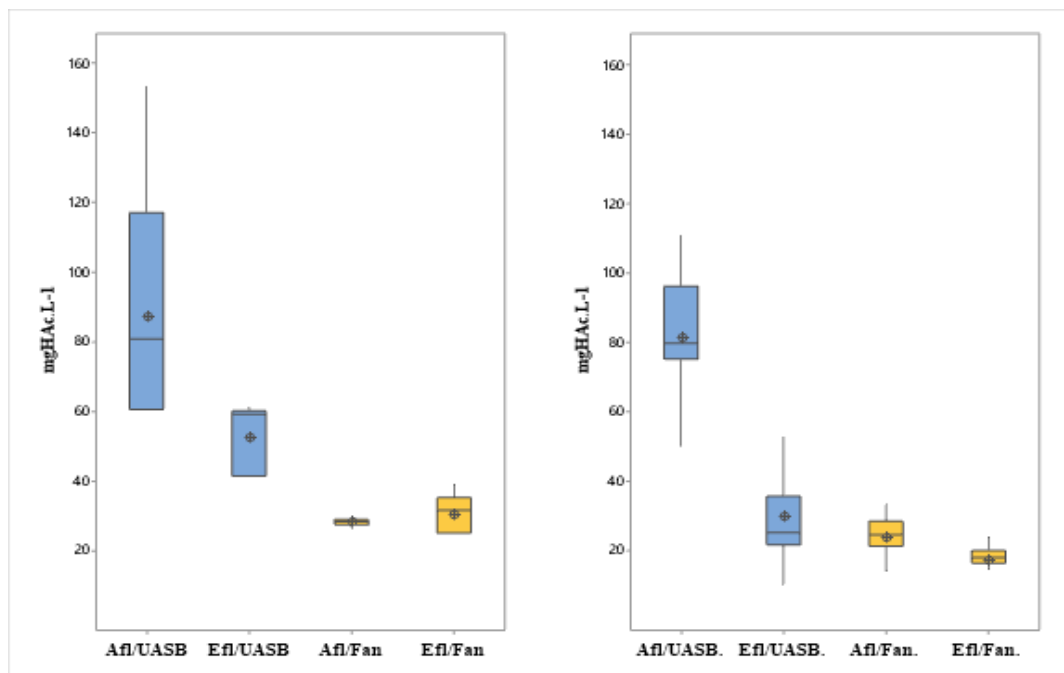
As bactérias responsáveis pela recuperação da alcalinidade são heterótroficas, ou seja, utilizam matéria orgânica como fonte de energia. As bactérias desnitrificantes heterotróficas, muitas vezes, precisam de fonte adicional de carbono orgânico caso o teor de carbono interno não seja suficiente. Assim, é necessária a adição de uma fonte externa de carbono facilmente biodegradável (SANT'ANNA JUNIOR, 2013; WU *et al.*, 2015; LIU *et al.*, 2010).

Na digestão anaeróbia, a alcalinidade auxilia no equilíbrio do sistema. Se não houver concentração de alcalinidade suficiente, o pH cai podendo inibir o processo de digestão anaeróbia. É necessário haver uma interação entre as quantidades de AGVs produzidos e de alcalinidade suficiente para neutralizar os AGVs (LIMA *et al.*, 2015).

Lopes *et al.* (2009) avaliaram os efeitos do pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis na microbiota de reatores UASB e afirmaram que no mesmo intervalo de pH obtido no estudo os AGVs estavam em sua grande maioria de forma ionizada, sendo assim, não tóxicos para às bactérias metanogênicas.

**Figura 9** – Ácidos graxos voláteis do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase

2



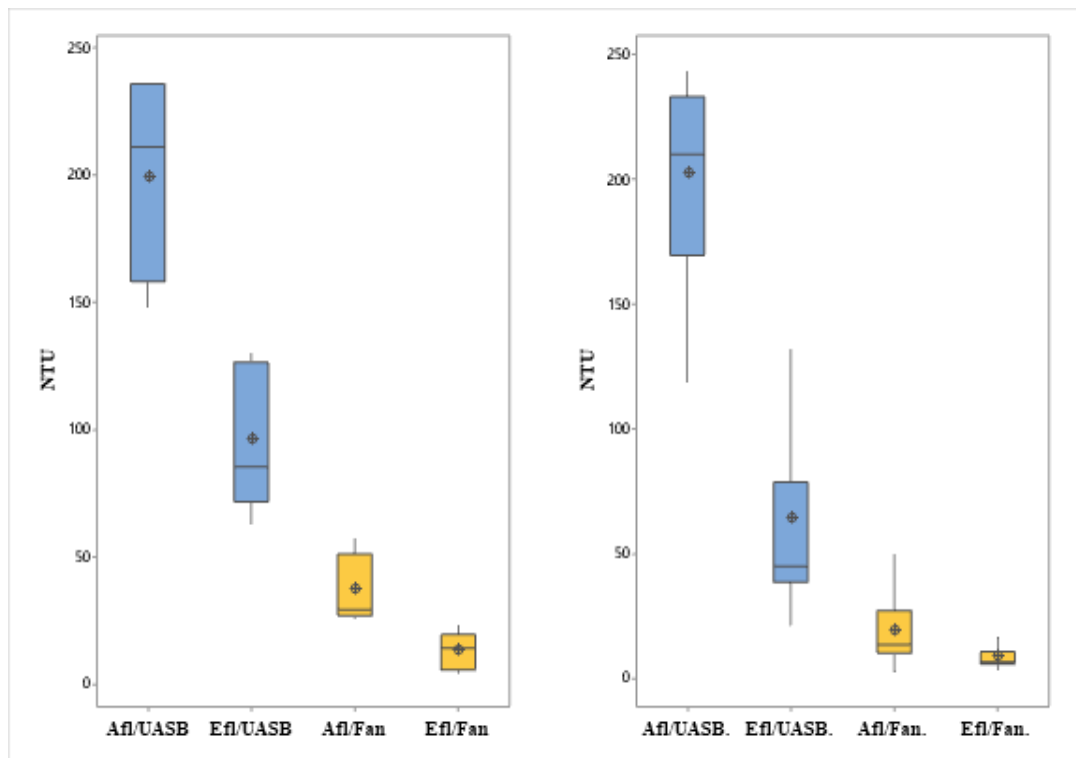
Fonte: Autor (2020)

Para o reator UASB observou-se consumo de ácidos graxos voláteis de aproximadamente 40% na fase 1 e 63% na fase 2. No filtro anaeróbio não houve remoção significativa na fase 1 e na fase 2, o valor médio foi de 17,49 mg HAc.L<sup>-1</sup>

Quando o sistema está em equilíbrio, ou seja, com uma população de bactérias metanogênicas suficientes e em condições favoráveis, os ácidos graxos voláteis serão consumidos logo após serem formados, dessa forma, não se acumularão no sistema e o pH permanecerá neutro (CHERNICHARO, 2007).

Sendo assim através das análises dos parâmetros de pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis foi possível avaliar e comprovar a estabilidade do sistema experimental composto por reator UASB seguido de filtro anaeróbio com leito de poliuretano, sendo assim iniciada a discussão em termos de matéria orgânica e nutrientes.

Na Figura 10 tem-se o gráfico boxplot para o parâmetro de turbidez do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2.

**Figura 10** - Turbidez do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2

Fonte: Autor (2020)

O parâmetro de turbidez é importante para atestar a qualidade do efluente no pós tratamento. No reator UASB houve uma maior remoção na fase 2 com 68% e os valores médios dos efluentes do filtro anaeróbio foram entre 8-14 NTU, quando comparados com os valores de esgoto doméstico e sanitário a eficiência de remoção foi acima de 90%.

O efluente do filtro anaeróbio na fase 2 apresentou turbidez de 8,94 NTU, mostrando-se um efluente clarificado principalmente quando comparado ao esgoto sanitário utilizando como afluente do reator UASB atestando assim a eficiência do processo de desnitrificação autotrófica na obtenção de um efluente com menor concentração de nutrientes e maior qualidade. Em relação a análise estatística foi notada diferença significativa para o reator UASB e filtro anaeróbio nas duas fases do estudo.

Na Tabela 3 estão descritos as médias e desvios para DQO total, na Figura 11 está representado o gráfico boxplot para as duas fases estudadas.

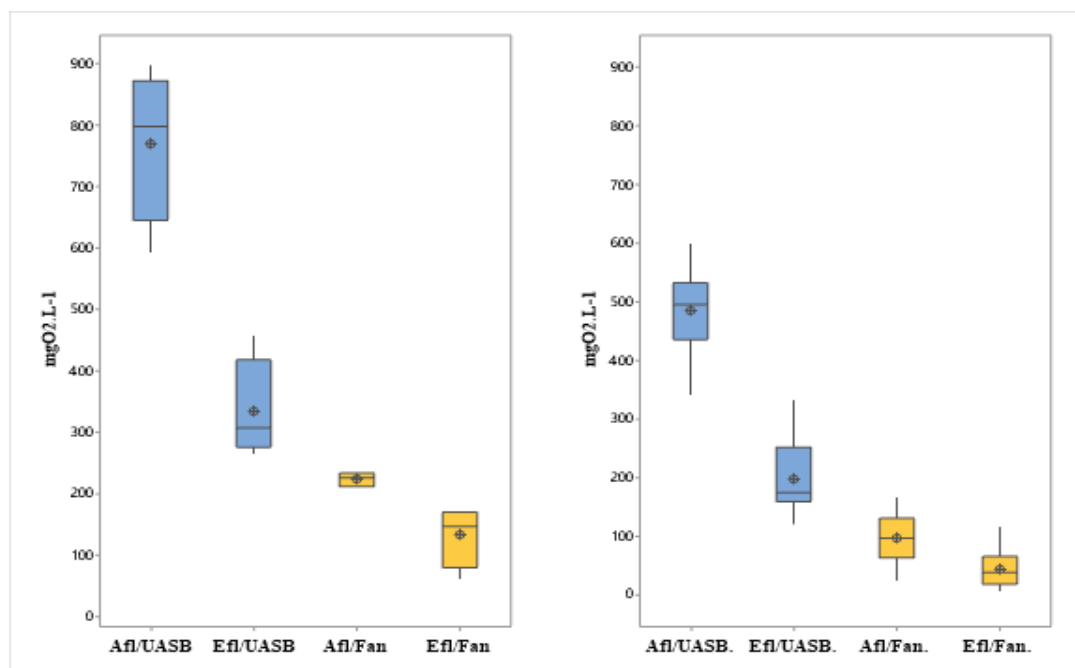


**Tabela 3** – Valores médios e desvio padrão para DQO total durante o período de operação do sistema experimental.

DQO Total ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ )				
	Reator UASB		Filtro Anaeróbio	
	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Afluente	$771\pm 409^a$	$484\pm 70,0^a$	$224\pm 11,60^a$	$98\pm 38,80^a$
Efluente	$334\pm 88,40^b$	$197\pm 60,70^b$	$133\pm 49,41^b$	$45\pm 31,12^b$
E (%)	56,67	59,29	40,62	54,08

Onde Afl = afluente e Efl = efluente, Médias com a mesma letra não se diferem estatisticamente a nível de significância de 0,05. Onde E(%) = Eficiência. Fonte: Autor (2020)

**Figura 11** – DQO Total do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

Na fase 1 foi utilizado o esgoto doméstico, com eficiência de 57% de remoção de DQO para o Reator UASB medida essa que se adequa aos valores de remoção encontrados na literatura em termos de tratamento anaeróbio (entre 55 e 70%) e para o filtro anaeróbio foi obtido 40,8% de eficiência de remoção de DQO.

A DQO total do esgoto sanitário (fase 2) manteve-se na média de  $484\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , média menor que o do esgoto doméstico, isto ocorre porque o esgoto doméstico é mais concentrado que o esgoto sanitário. No efluente oriundo do reator UASB notou-se eficiência de 59,3% de remoção de matéria orgânica. O filtro anaeróbio para o afluente apresentou valor de  $98\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e remoção de DQO de 56,8%.

Xavier *et al.* (2020) tratando efluente de reator UASB em filtro anaeróbio removeram 46% de DQO total, produzindo um efluente com concentrações finais de  $101\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , propiciando remoções totais de DQO total de 80%. Tonetti *et al.* (2012) monitoraram um filtro anaeróbio com baixo tempo de detenção hidráulico de 3h e obtiveram remoções de 58% de DQO total. Elmitwalli *et al.* (2008) operaram um filtro anaeróbio com TDH de 1,5 h com remoções de DQO total de 40%.

Como o foco do estudo era o processo de desnitrificação autotrófica utilizando o sulfeto como doador de elétrons, não ocorreu assim adição de fonte de carbono externa em nenhuma das fases do estudo evitando custos adicionais. A presença da matéria orgânica de forma reduzida não impediu a eficiência do processo de desnitrificação autotrófica com remoção de matéria orgânica no efluente final do filtro anaeróbio.

A remoção de matéria orgânica no filtro anaeróbio se deu pela ação das bactérias heterotróficas que utilizaram a matéria orgânica como fonte de energia no processo de desnitrificação heterotrófica, mostrando a ocorrência dos dois tipos de desnitrificação no interior do filtro anaeróbio, fato já observado em estudos presentes na literatura. No parâmetro de DQO total houve diferença significativa a nível de 5% para todos os tratamentos analisados.

Os estudos de Shein *et al.* (2013) e Wang *et al.* (2013) trataram efluente em reator de leito empacotado com diferentes meios suporte através do processo de desnitrificação, alcançando eficiência de desnitrificação de até 100%. Nesses dois casos citados os efluentes tratados continham concentração reduzida de matéria orgânica.

Para Von Sperling e Chernicharo (2006) a matéria orgânica mais rapidamente biodegradável se apresenta usualmente na forma solúvel, enquanto a lentamente biodegradável encontra-se normalmente na forma particulada.

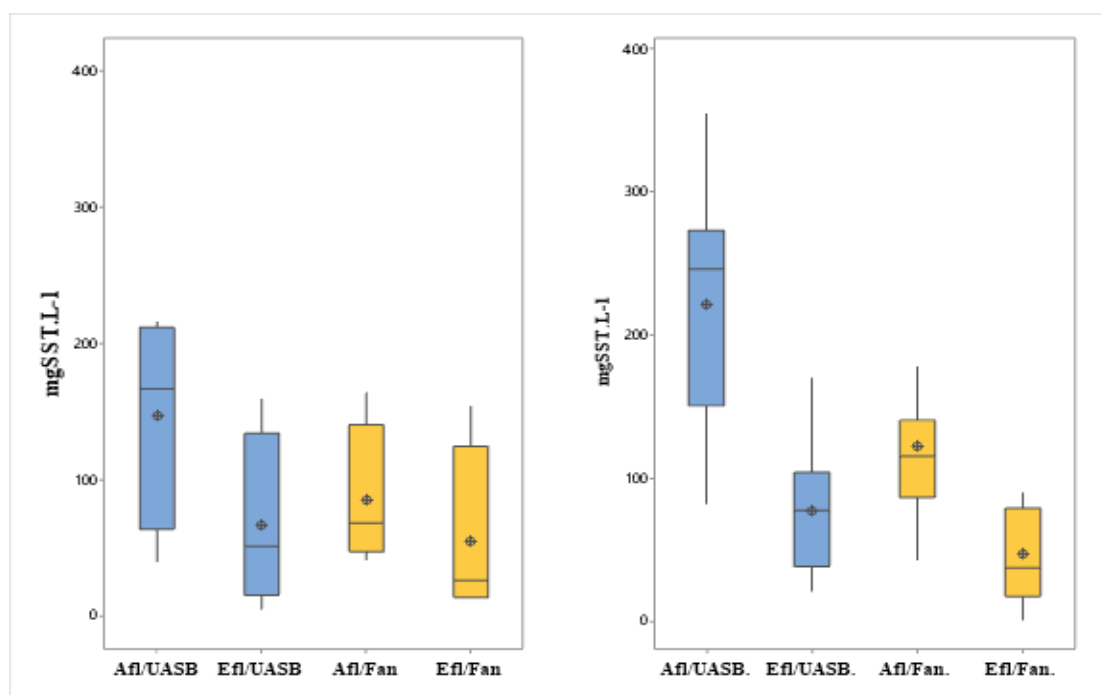
Na Tabela 4 e nas Figuras 12, 13 e 14 estão descritas as frações de sólidos em termos de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis.

**Tabela 4** – Valores médios e desvio padrão para sólidos suspensos totais, fixos e voláteis durante o período de operação do sistema experimental.

	SST (mgSST.L <sup>-1</sup> )		SSF (mgSSF.L <sup>-1</sup> )		SSV (mgSSV.L <sup>-1</sup> )	
Reator	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
<b>UASB</b>						
Afl.	148±79,50 <sup>a</sup>	222±48,20 <sup>a</sup>	62±53,00 <sup>a</sup>	81±39,20 <sup>a</sup>	84±53,80 <sup>a</sup>	172±47,50 <sup>a</sup>
Efl.	67±65,60 <sup>a</sup>	77±36,40 <sup>b</sup>	41±37,50 <sup>a</sup>	37±37,10 <sup>b</sup>	33±8,87 <sup>a</sup>	45±19,46 <sup>b</sup>
E (%)	54,72	65,31	33,80	54,32	60,71	73,83
<b>Filtro Anaeróbio</b>						
Afl.	86±53,60 <sup>a</sup>	228±76,40 <sup>a</sup>	48±47,70 <sup>a</sup>	64±35,53 <sup>a</sup>	35±15,13 <sup>a</sup>	36±18,27 <sup>a</sup>
Efl.	55±66,62 <sup>a</sup>	86,4±45,70 <sup>b</sup>	36±49,90 <sup>a</sup>	16±29,75 <sup>b</sup>	20±15,92 <sup>a</sup>	14±13,10 <sup>b</sup>
E (%)	36,04	62,10	25,00	75,00	42,85	61,11

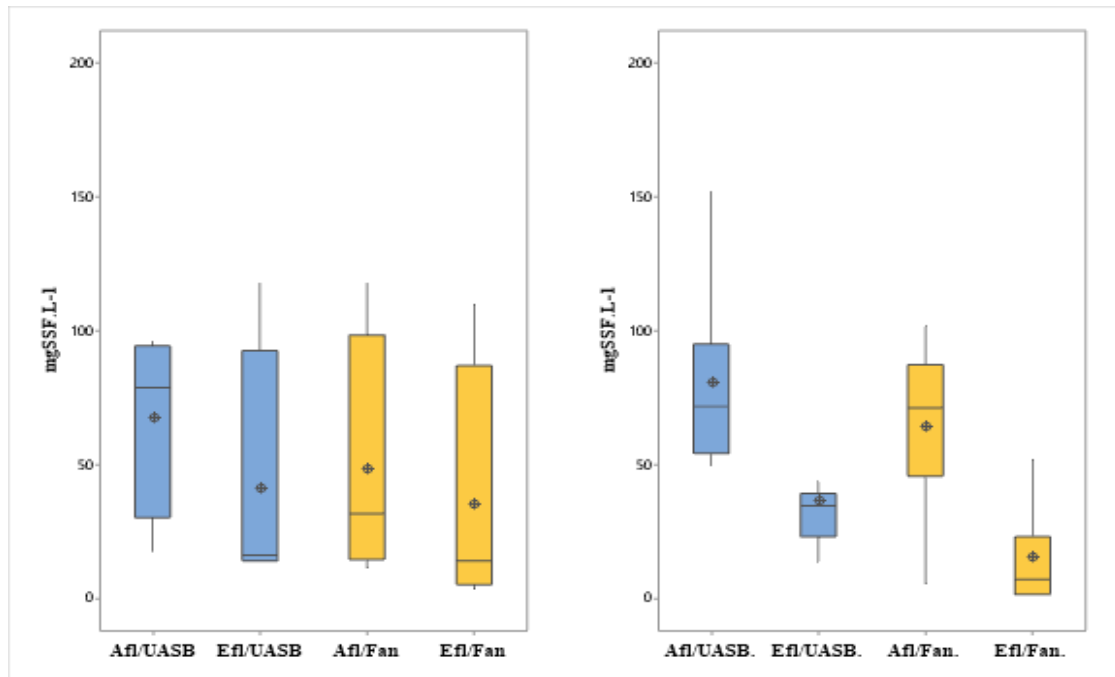
Onde Afl = afluyente e Efl = efluente, Médias com a mesma letra não se diferem estatisticamente a nível de significância de 0,05. Onde E (%) = Eficiência. Fonte: Autor (2020)

**Figura 12** – Sólidos Suspensos Totais do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



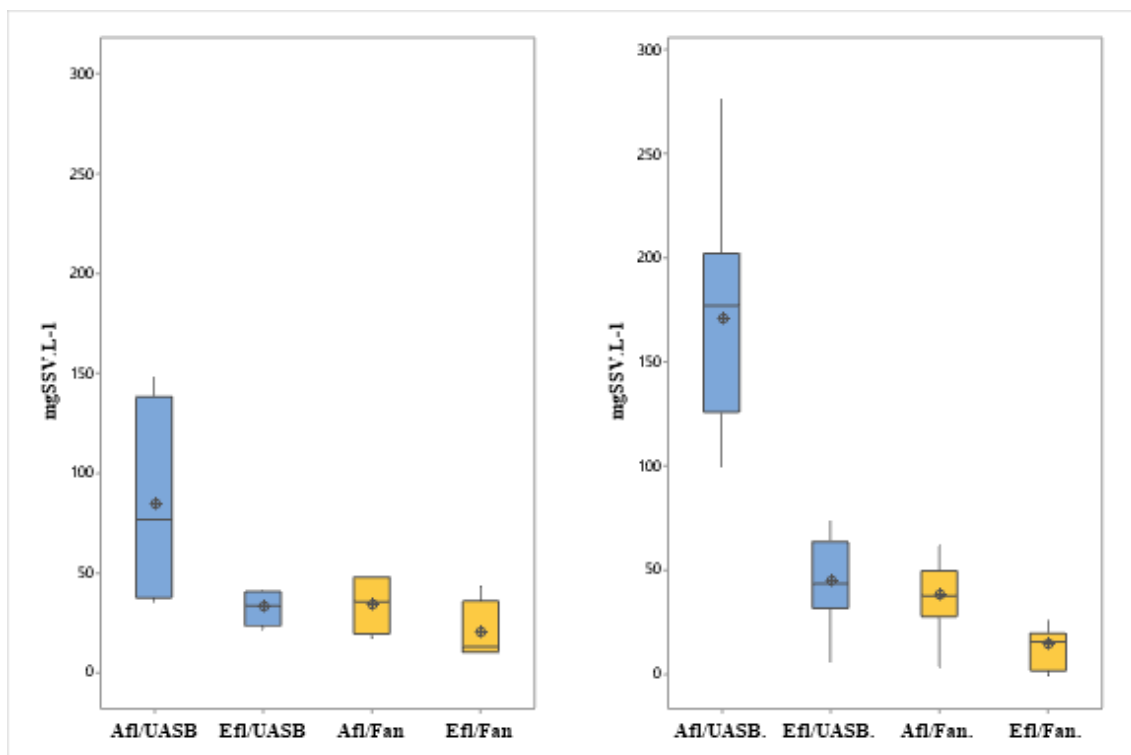
Fonte: Autor (2020)

**Figura 13** – Sólidos Suspensos Fixos do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

**Figura 14** – Sólidos Suspensos Voláteis do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

Para os sólidos suspensos totais houve eficiência de remoção de 54,0% e 65,2% para os afluentes do reator UASB, sendo, respectivamente, o esgoto doméstico (fase 1) e sanitário (fase 2). No filtro anaeróbio houve maior remoção de sólidos totais na fase 2 com 62,1% de eficiência. Em amostras de efluentes sanitários (fase 2) os sólidos suspensos totais podem apresentar concentrações na faixa de 200 a 450 mgSST.L<sup>-1</sup> (VON SPERLING, 2005).

Em relação aos sólidos suspensos fixos no reator UASB houve eficiência de remoção de 33,8% na fase 1 e 54,3% na fase 2. O filtro anaeróbio apresentou eficiência de 25,0% na fase 1 e eficiência de 75,0% na fase 2, comparando essa concentração com a do afluente do reator UASB na mesma fase ocorreu mais de 80,0% de remoção dessa fração.

Para os sólidos suspensos voláteis, a fase 2 obteve a maior remoção com concentração de 14 mgSSV.L<sup>-1</sup> para o efluente do filtro anaeróbio. Na fase 1, o filtro anaeróbio obteve 42,8% de remoção e na fase 2 61,1%, sendo assim, no pós-tratamento as eficiências foram maiores com a utilização do esgoto sanitário (fase 2) como afluente do reator UASB.

Segundo Campos *et al.* (2004), a eficiência na remoção de sólidos presentes nos efluentes é devida a materiais de fácil biodegradação, como proteínas, açúcares e lipídios. Assim, é possível verificar que nas duas fases estudadas as medidas das frações de sólidos totais, fixos e voláteis apresentaram valores nos efluentes tratados inferior aos afluentes, indicando assim, que houve retenção de sólidos no reator UASB e no filtro anaeróbio.

Para as frações de sólidos houve diferença a 5% de significância para as amostras do reator UASB e filtro anaeróbio na fase 2.

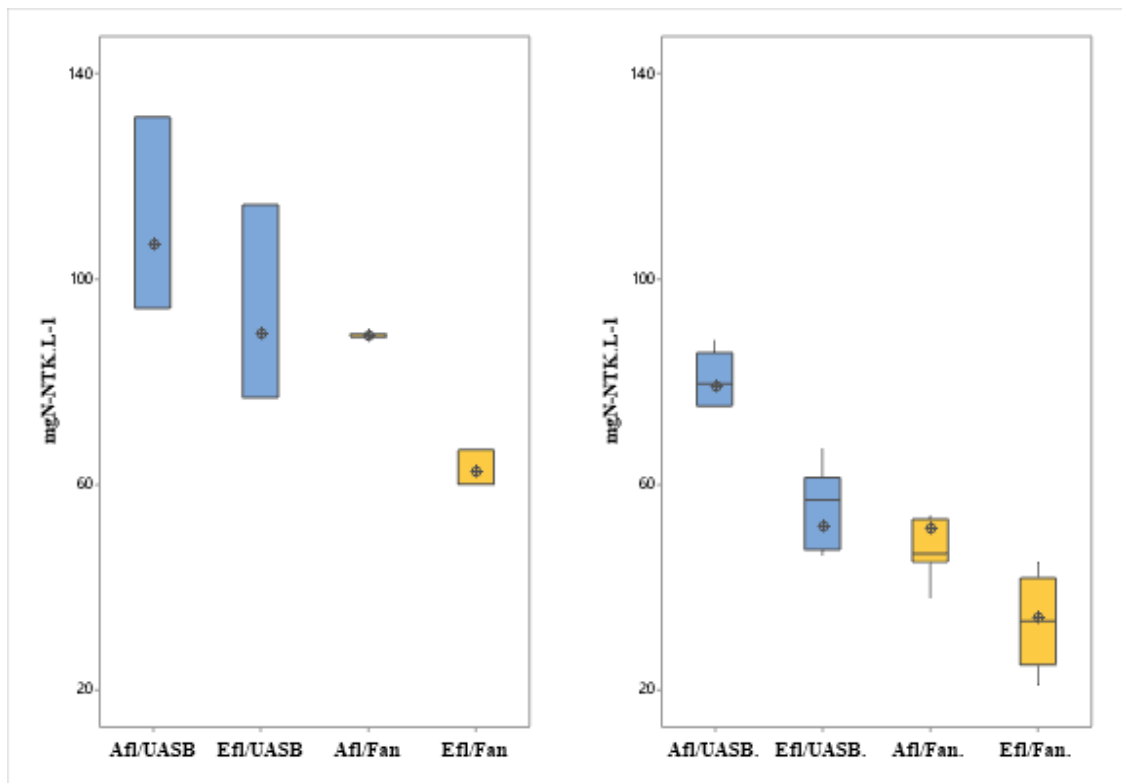
Na Tabela 5 e nas Figuras 15 e 16 estão as concentrações de NTK e nitrogênio amoniacal para as fases 1 e 2, respectivamente.

**Tabela 5** – Valores médios e desvio padrão para NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato durante o período de operação do sistema experimental.

		NTK (mgN-NTK.L <sup>-1</sup> )		Nitrogênio amoniacal (mgN-NH <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup> )	
Reator UASB		Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Afluente		106,7±25,00 <sup>a</sup>	78,36±8,73 <sup>a</sup>	37,27±2,56 <sup>a</sup>	32,71±5,53 <sup>a</sup>
Efluente		89,49±20,60 <sup>a</sup>	51,88±13,95 <sup>b</sup>	37,38±4,64 <sup>a</sup>	26,52±27,00 <sup>b</sup>
E (%)		16,10	33,80	-	18,92
Filtro Anaeróbio		Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Afluente		89,12±34,90 <sup>a</sup>	51,44±11,66 <sup>a</sup>	26,93±11,92 <sup>a</sup>	22,63±4,91 <sup>a</sup>
Efluente		64,43±20,80 <sup>a</sup>	33,90±10,20 <sup>b</sup>	26,88±12,16 <sup>a</sup>	16,59±4,02 <sup>b</sup>
E (%)		27,70	34,09	-	26,70
		Nitrito (mgN-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> .L <sup>-1</sup> )		Nitrato (mgN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .L <sup>-1</sup> )	
Reator UASB		Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Afluente		0,09±0,1 <sup>a</sup>	0,28±0,48 <sup>a</sup>	0,31±1,10 <sup>a</sup>	0,87±0,62 <sup>a</sup>
Efluente		0,18±0,2 <sup>a</sup>	0,23±0,39 <sup>a</sup>	0,00±0,00 <sup>a</sup>	0,76±0,53 <sup>a</sup>
E (%)		-	17,8	100,0	12,64
Filtro Anaeróbio		Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Afluente		0,08±0,09 <sup>a</sup>	0,93±1,07 <sup>a</sup>	0,32±0,13 <sup>a</sup>	5,10±2,98 <sup>a</sup>
Efluente		0,00±0,00 <sup>a</sup>	0,18±0,20 <sup>b</sup>	0,15±0,13 <sup>a</sup>	1,46±1,34 <sup>b</sup>
E (%)		100,0	80,64	53,1	71,37

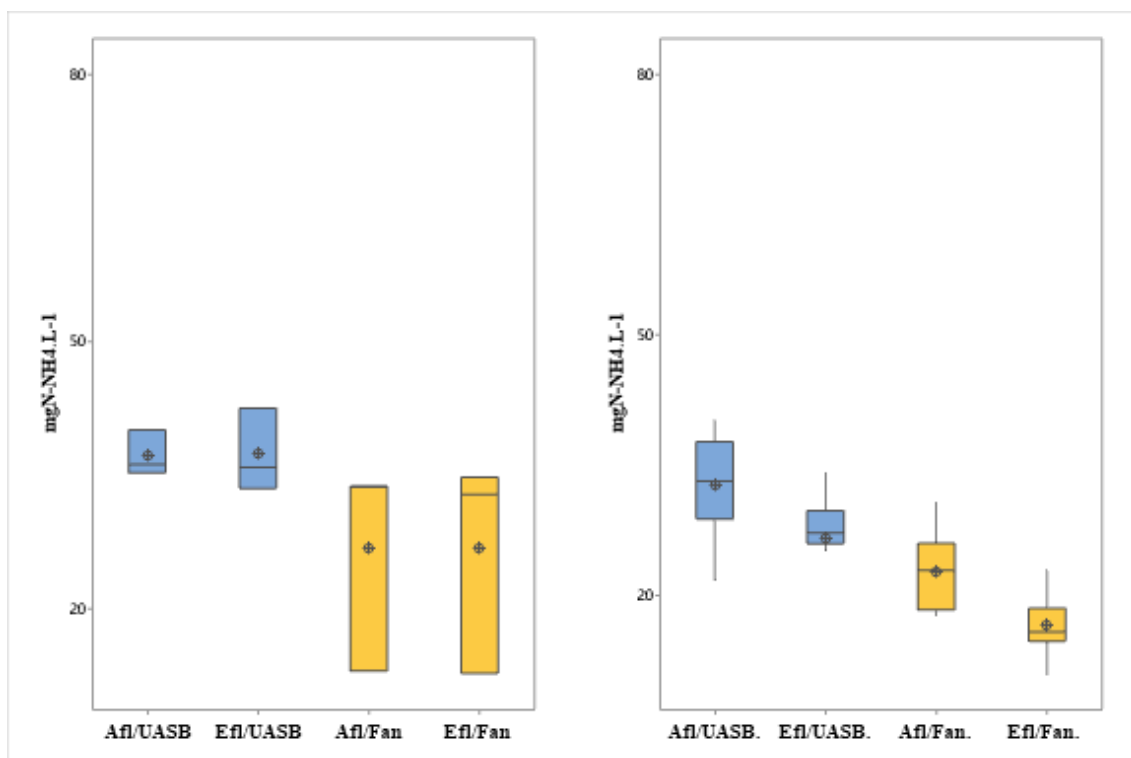
Onde Afl = afluente e Efl = efluente, Médias com a mesma letra não se diferem estatisticamente a nível de significância de 0,05. Onde E(%) = Eficiência. Fonte: Autor (2020)

**Figura 15** – NTK do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

**Figura 16** – Nitrogênio amoniacal do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

Comparando os valores de NTK na entrada do reator UASB houve uma redução de 27% do esgoto doméstico para o esgoto sanitário, isto ocorre porque o esgoto utilizado na fase 1 é proveniente exclusivamente de atividades domésticas, o que o torna mais concentrado, em contrapartida o esgoto utilizado na fase 2 é proveniente de atividades domésticas, como também do comércio, serviço público e águas de infiltração.

Para o efluente em termos de eficiência não houve remoções significativas, com maior eficácia na fase 2, comprovando assim, a necessidade de um pós-tratamento. Tratando-se do filtro anaeróbio, ocorreu remoção de 27,7% na fase 1 e 34% na fase 2 com valores nos efluentes de  $64,4 \text{ mgN-NTK.L}^{-1}$  e  $33,9 \text{ mgN-NTK.L}^{-1}$ , respectivamente. Com o processo de desnitrificação ocorrendo no interior do filtro a concentração de NTK não apresentou alteração significativa devido ao balanço entre o  $\text{N}_2$  e o nitrogênio amoniacal.

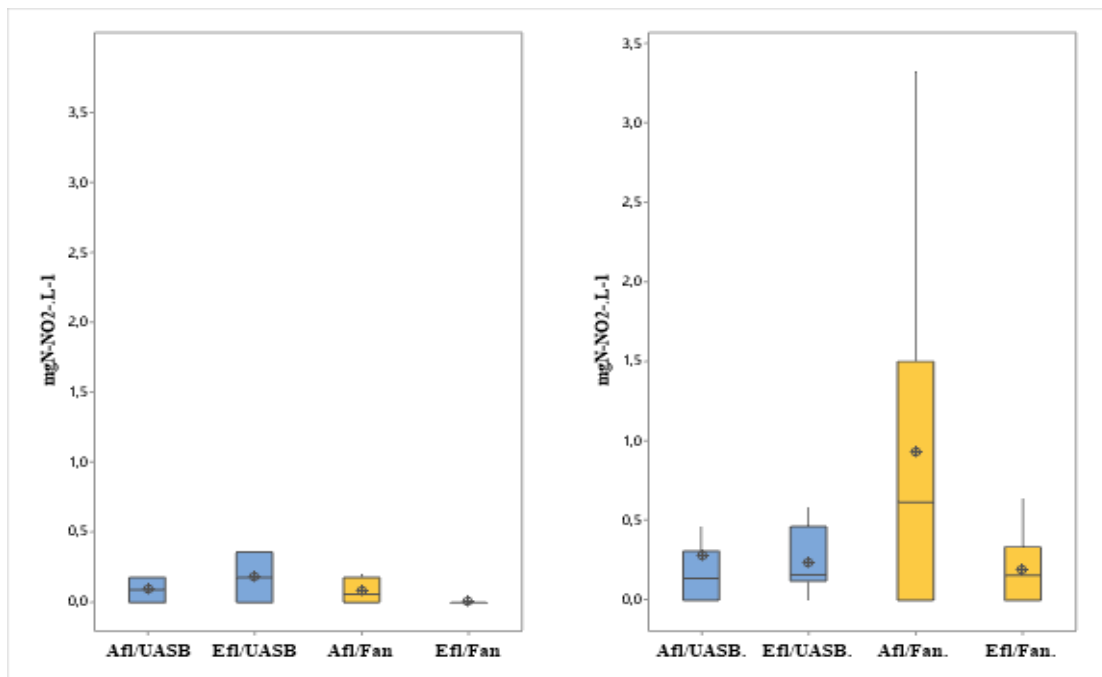
Em termos de nitrogênio amoniacal na fase 1 e fase 2 no reator UASB foram encontradas concentrações de amônia estáveis em termos de afluente e efluente. No filtro anaeróbio na fase 2 ocorreu remoção de 26,7%. Segundo a Resolução 430/2011 do CONAMA, a concentração de nitrogênio amoniacal obtido na pesquisa está de acordo com as condições e padrões de lançamento de efluentes que estabelece limite máximo de  $20 \text{ mgN-NH}_4.\text{L}^{-1}$ , no estudo foi encontrado na saída do filtro anaeróbio média de  $16,59 \text{ mgN-NH}_4.\text{L}^{-1}$ .

Para Metcalf e Eddy (2014), no sistema reator UASB seguido de filtro anaeróbio com efluente com concentração média acima de  $15 \text{ mgN-NH}_4.\text{L}^{-1}$ , a eficiência de remoção foi inferior a 50%. Na análise estatística as amostras de NTK e nitrogênio amoniacal apresentaram comportamentos semelhantes apresentando diferença significativa apenas na fase 2 da pesquisa.

Nas Figuras 17 e 18 estão os gráficos para os parâmetros de nitrito e nitrato, que são alternativas de aceptores de elétrons para a oxidação do sulfeto, recebendo elétrons provenientes  $\text{H}_2\text{S}$  ou de suas formas ionizadas sendo ambos removidos simultaneamente (SPOSOB *et al.*, 2018).

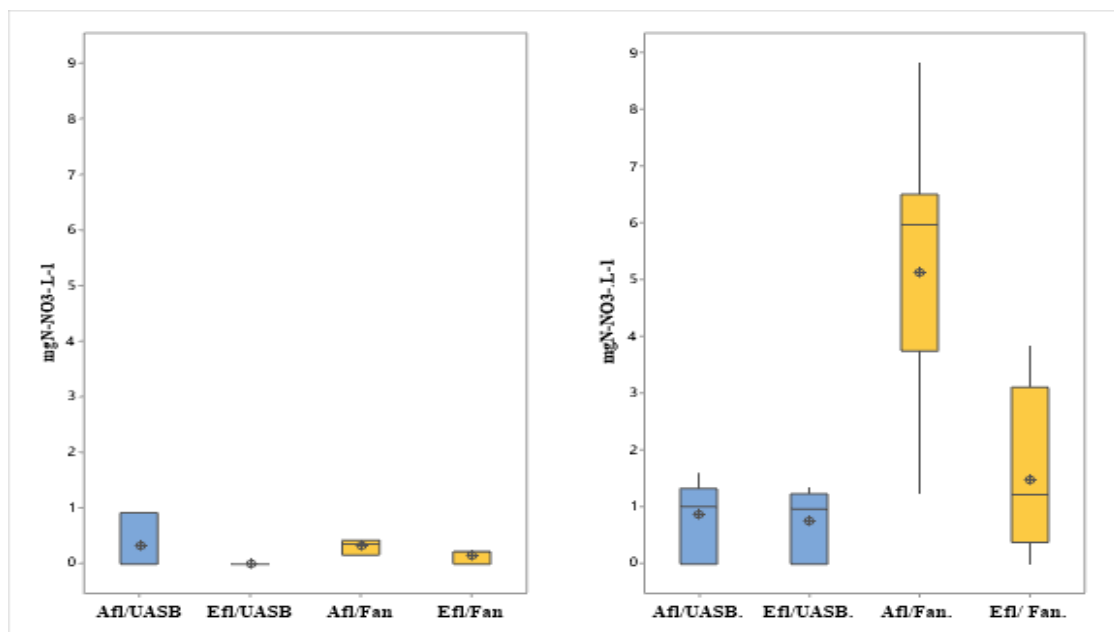


**Figura 17** – Nitrito do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

**Figura 18** – Nitrato do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

Para o parâmetro de nitrito na fase 1 foi encontrada concentrações inferiores a 1 mgN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> no filtro anaeróbio, na fase 2 no reator UASB foi observado apenas traços de concentração de nitrito para o efluente. Na fase 2, a adição do efluente nitrificado

influenciou a concentração de nitrito no afluente do filtro, foi notado remoção superior a 80% no efluente do filtro anaeróbio.

As bactérias redutoras de nitrato e oxidantes de enxofre obtêm energia pela oxidação de compostos inorgânicos de enxofre reduzidos e, sendo assim, são capazes de remover o sulfeto gerado pela atividade de Bactérias Redutoras de Sulfato (BRS) (SOUSA *et al.*, 2010; DAVIDOVA *et al.*, 2001).

Na fase 1 em termos de nitrato houve remoção de aproximadamente 50% no filtro anaeróbio; na fase 2 a adição de efluente nitrificado, como esperado, influenciou a concentração do afluente do filtro anaeróbio, o mesmo conseguiu remover cerca de 72% do nitrato no efluente final comparando com o efluente do reator UASB.

Magalhães (2017) operou reator UASB seguido de filtro anaeróbio para diferentes concentrações afluentes de  $\text{N-NO}_3^-$  e concluiu que o filtro anaeróbio foi eficiente no processo de desnitrificação.

Para os parâmetros de nitrito e nitrato houve diferença significativa na fase 2 para as amostras do filtro anaeróbio, a injeção do efluente nitrificado no sistema influenciou esse resultado. O processo de desnitrificação foi relevante pelo aproveitamento das formas reduzidas de enxofre presentes no processo anaeróbio empregando-as como doadores de elétrons para redução de nitrato.

Segundo a Resolução 357/2005 do CONAMA, as concentrações de nitrito e nitrato obtidos na pesquisa estão de acordo com as condições e padrões de lançamento de efluentes que estabelece limite máximo de  $1 \text{ mgN-NO}_2^- \text{L}^{-1}$  para a concentração de nitrito e  $10 \text{ mgN-NO}_3^- \text{L}^{-1}$  para nitrato.

Na fase 2 ocorreu a remoção do nitrato fato esse que mostra a eficiência do processo de desnitrificação e não houve acúmulo de nitrito dentro do sistema. Nas Figuras 19, 20 e 21 estão os gráficos para sulfato, sulfeto e enxofre elementar.

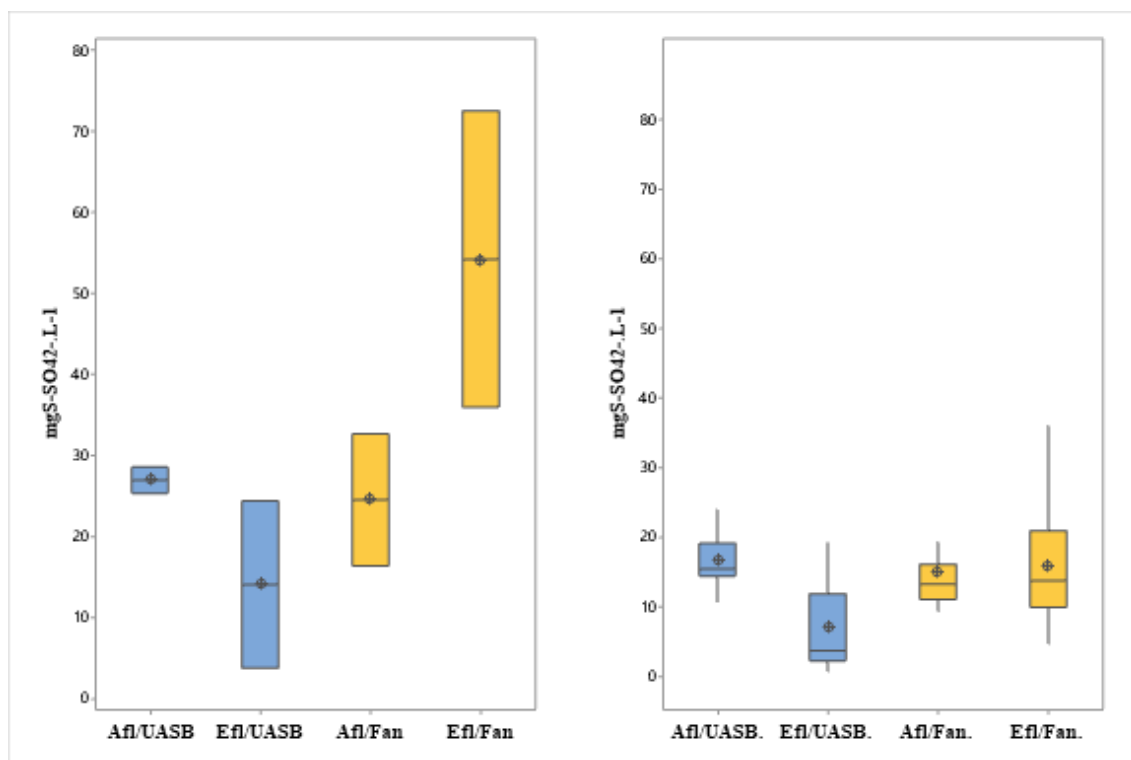
A principal forma de enxofre que adentra o reator UASB, juntamente com o esgoto bruto é o ânion sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Em condições anaeróbias, as bactérias redutoras de sulfato reduzem compostos orgânicos simples como sulfato e geram sulfeto e alcalinidade (GOSTELOW *et al.*, 2001; JONG; PARRY, 2003).

**Tabela 6** – Valores médios e desvio padrão para sulfato, sulfeto e enxofre elementar, durante o período de operação do sistema experimental.

Reator UASB	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mgS-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> .L <sup>-1</sup> )		S <sup>2-</sup> (mgS-S <sup>2-</sup> .L <sup>-1</sup> )		S <sup>0</sup> (mgS-S <sup>0</sup> .L <sup>-1</sup> )	
	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Afl.	27,00±1,89 <sup>a</sup>	16,69±3,92 <sup>a</sup>	31,74±7,70 <sup>a</sup>	5,90±6,83 <sup>a</sup>	2,08±1,58 <sup>a</sup>	3,68±1,76 <sup>a</sup>
Efl.	14,18±11,90 <sup>a</sup>	7,00±6,10 <sup>b</sup>	7,24±1,59 <sup>b</sup>	19,57±8,03 <sup>b</sup>	3,85±0,01 <sup>a</sup>	3,13±1,74 <sup>a</sup>
E(%)	47,48	58,05	77,18	-	-	14,95
Filtro Anaeróbio	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Afl.	24,59±11,40 <sup>a</sup>	14,94±6,17 <sup>a</sup>	5,09±0,08 <sup>a</sup>	3,27±3,12 <sup>a</sup>	1,77±0,66 <sup>a</sup>	3,63±2,98 <sup>a</sup>
Efl.	54,20±25,80 <sup>a</sup>	15,82±8,75 <sup>a</sup>	1,73±2,44 <sup>a</sup>	0,85±1,82 <sup>b</sup>	0,30±0,42 <sup>a</sup>	2,14±1,77 <sup>a</sup>
E(%)	-	-	66,01	74,00	83,05	41,04

Onde Afl = afluente e Efl = efluente, Médias com a mesma letra não se diferem estatisticamente a nível de significância de 0,05. Onde E(%) = Eficiência. Fonte: Autor (2020)

**Figura 19** – Sulfato do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

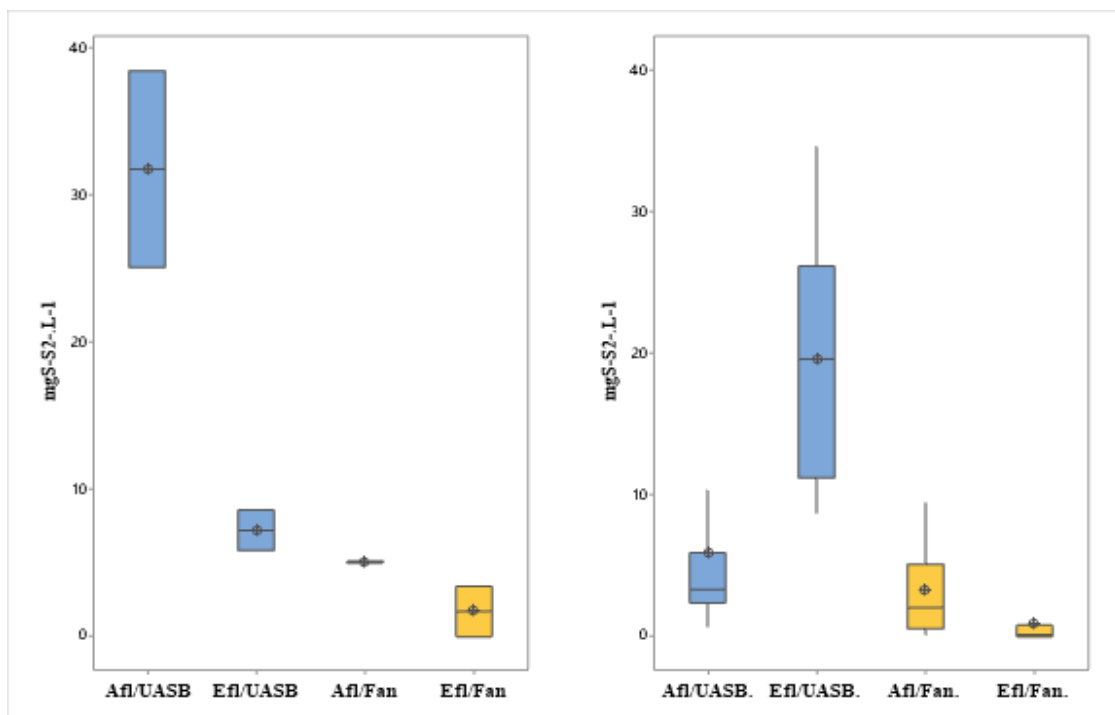
Na fase 1 houve redução da concentração de sulfato no efluente do reator UASB, sendo um comportamento já esperado pela ação das bactérias redutoras de sulfato, onde sulfato e outros compostos de enxofre são reduzidos e contribuem na formação de sulfeto de hidrogênio.

Na fase 2 obteve-se remoção de aproximadamente 61% da concentração de sulfato no esgoto sanitário e no efluente do filtro anaeróbico, o valor obtido foi de 15,82 mgS-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.L<sup>-1</sup>. O problema mais comum associado ao tratamento de águas residuárias contendo sulfeto é a vulnerabilidade a variações bruscas nas concentrações de entrada (MOJARRAD *et al.*, 2010).

Foi observado que no filtro anaeróbico, no processo de desnitrificação autotrófica ocorreu a redução de nitrato, nitrito e sulfeto consequentemente influenciando na formação de sulfato e N<sub>2</sub> no sistema. Também pode ocorrer a oxidação de sulfeto a enxofre elementar fato esse não concretizado nesse estudo.

Não houve geração de sulfetos no reator UASB durante a fase 1. Isto aconteceu porque o esgoto doméstico antes de ser bombeado para o reservatório de alimentação do sistema ficava retido em um tanque, conclui-se que nesse tanque já acontecia o processo de sulfetogênese, sendo assim, o afluente entrou no reator UASB com uma alta concentração de sulfeto.

**Figura 20** – Sulfeto do Reator UASB e Filtro Anaeróbico na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

Pela geração de sulfetos ser um fator crucial para a continuidade da pesquisa, esse comportamento observado na fase 1 foi um dos fatores considerados para mudança do afluente do reator UASB para o esgoto sanitário oriundo do interceptor leste iniciando assim uma nova fase no estudo. Mesmo com esse comportamento no primeiro sistema (fase 1 do reator UASB), o filtro anaeróbio produziu efluente final com  $1.72 \text{ mgS-S}^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ .

As concentrações de sulfeto de hidrogênio em efluente de reatores UASB variam em função da concentração de sulfato presente no esgoto bruto e na prevalência da reação de redução de sulfato em relação à metanogênese, uma vez que a redução de sulfato é favorecida em caso de carbono orgânico disponível (CHERNICHARO, 2016).

Na fase 2 com o esgoto sanitário como afluente do reator UASB ocorreu o comportamento esperado em um tratamento anaeróbio, tendo assim geração de sulfeto no reator com concentração 76% maior que a do afluente.

No efluente do filtro anaeróbio houve remoção superior a 90% quando comparado com o efluente do reator UASB, isto se deve a integração dos ciclos de enxofre e nitrogênio através do processo de desnitrificação autotrófica utilizando compostos reduzidos de enxofre como doadores de elétrons.

No caso de efluentes de reatores anaeróbios, a desnitrificação autotrófica utilizando sulfeto como doador de elétrons é bastante interessante, visto que tais efluentes contêm nitrogênio amoniacal, sulfetos e quantidade reduzida de matéria orgânica, além de biogás contendo sulfeto de hidrogênio, o qual também pode ser utilizado ao processo.

Visto que a utilização de tecnologias anaeróbias como principal unidade de tratamento de esgoto sanitário é crescente no Brasil, este processo se mostra conveniente como pós-tratamento, a fim de atender aos padrões de lançamento impostos pela legislação vigente (FORESTI *et al.*, 2006; MORAES, 2012).

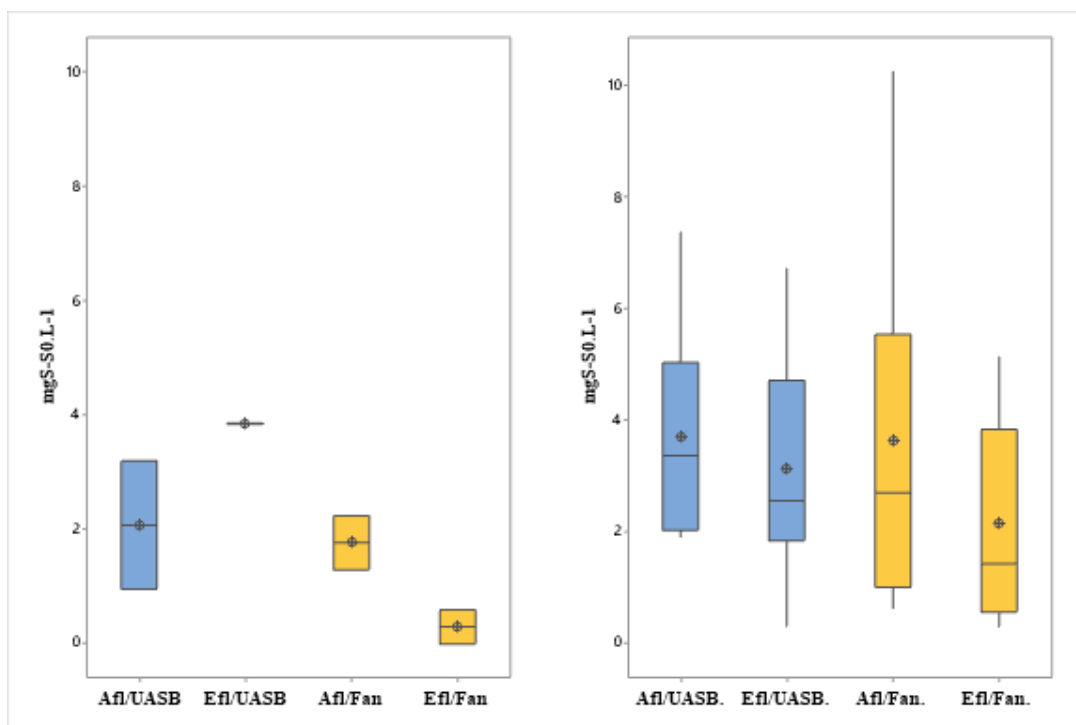
Na EXTRABES continuamente vem se buscando alternativas para investigação da remoção de sulfetos de sistemas anaeróbios de forma eficiente. Lima *et al.* (2015) utilizaram reator UASB com baixa concentração de oxigênio e reator anaeróbio híbrido para avaliar a remoção de sulfetos e obtiveram eficiência de remoção de 57 a 81% durante as fases de estudo.

Sousa *et al.* (2016) avaliaram a eficiência de diferentes concentrações de oxigênio na oxidação de formas de sulfeto em reator UASB e obteve eficiência de remoção variando entre de 85 a 95% nas fases do estudo. Barbosa *et al.* (2017) também avaliaram a remoção de sulfetos em reatores UASB microaerados e apresentaram eficiência total de remoção variando entre 84 e 94%.

Cabral *et al.* (2020) utilizaram efluente nitrificado para oxidação de sulfeto em reator anaeróbio híbrido combinado com filtro de areia de fluxo intermitente obtendo eficiência total de remoção de sulfetos variando entre 94 e 99,8%.

Segundo a Resolução 430/2011 do CONAMA, a concentração de sulfeto do efluente do filtro anaeróbio na fase 2 da pesquisa está de acordo com as condições e padrões de lançamento de efluentes que estabelece limite máximo de  $1 \text{ mgS-S}^2\cdot\text{L}^{-1}$ .

**Figura 21** – Enxofre Elementar do Reator UASB e Filtro Anaeróbio na fase 1 e fase 2



Fonte: Autor (2020)

Reyes-Avila *et al.* (2004) afirmaram que a oxidação do sulfeto no processo ocorre em duas etapas. Na primeira etapa, mais rápida, o sulfeto se oxida a enxofre elementar e tiosulfato, enquanto na segunda etapa, mais lenta, o enxofre elementar e o tiosulfato formados anteriormente se oxidam a sulfato.

Para a fase 1 houve um crescimento da concentração de enxofre elementar no reator UASB com efluente apresentando  $3,85 \text{ mgS-S}^0\cdot\text{L}^{-1}$ . Na fase 2 ocorreu redução de 12% na concentração no primeiro reator e no filtro anaeróbio não ocorreu recuperação do enxofre elementar, apresentando assim remoção de aproximadamente 41% no efluente final.

Para o sulfato houve diferença significativa na fase 2 para o reator UASB e isso se deve a ação das bactérias redutoras de sulfato consumindo o sulfato e formando sulfeto no interior do reator. Para o sulfeto foi notado diferença significativa principalmente para o reator UASB. Na Tabela 7 tem-se a razão mássica de nitrogênio, enxofre e DQO.

**Tabela 7 – Razão mássica N/S/DQO**

<b>FASE 1</b>				
	<b>Reator UASB</b>		<b>Filtro anaeróbio</b>	
	<b>Afluente</b>	<b>Efluente</b>	<b>Afluente</b>	<b>Efluente</b>
<b>N<sub>t</sub> (mgN.dia<sup>-1</sup>)</b>	856,8	717,36	852,24	619,35
<b>S<sub>t</sub> (mgS.dia<sup>-1</sup>)</b>	486,56	202,16	329,64	674,94
<b>DQO<sub>t</sub> (mgO<sub>2</sub>.dia<sup>-1</sup>)</b>	6172	2676	3220	1596
<b>N/DQO</b>	0,14	0,27	0,26	0,38
<b>N/S</b>	1,76	3,54	2,58	0,91
<b>S/DQO</b>	0,07	0,07	0,1	0,42
<b>FASE 2</b>				
	<b>Reator UASB</b>		<b>Filtro anaeróbio</b>	
	<b>Afluente</b>	<b>Efluente</b>	<b>Afluente</b>	<b>Efluente</b>
<b>N<sub>t</sub> (mgN.dia<sup>-1</sup>)</b>	638,24	425,68	448,12	427,20
<b>S<sub>t</sub> (mgS.dia<sup>-1</sup>)</b>	202,0	245,12	354,96	201,96
<b>DQO<sub>t</sub> (mgO<sub>2</sub>.dia<sup>-1</sup>)</b>	3872	1576	1768	540
<b>N/DQO</b>	0,16	0,28	0,25	0,97
<b>N/S</b>	3,15	1,73	1,26	2,11
<b>S/DQO</b>	0,05	0,15	0,2	0,37

N<sub>t</sub> = Nitrogênio Total, S<sub>t</sub> = Enxofre Total e DQO<sub>t</sub> = DQO total. Fonte: Autor (2020).

Através das Equações 1 a 16 foram calculadas as massas diárias de nitrogênio, enxofre e DQO dos sistemas. Na fase 2, o nitrogênio total, no filtro anaeróbio, houve pouca variação por causa do processo de desnitrificação, que converte o nitrato em nitrogênio molecular, que também faz parte do balanço do nitrogênio total.

Speece (1996) afirma que é muito difícil “fechar” o balanço de massa para o enxofre no processo anaeróbio, principalmente devido ao problema do desprendimento do  $H_2S$ , que pode ser causado pela síntese microbiana de enxofre e precipitação interna do sulfeto produzido. As razões N/DQO e N/S são necessárias em termos de velocidade e eficiência de desnitrificação, outros fatores como presença de outros compostos orgânicos, pH, temperatura e oxigênio dissolvido também são considerados.

Para o enxofre total houve remoção de 43%, isto pode ser explicado pela concentração de sulfato que praticamente se manteve no efluente final. Foi notado maior remoção para as frações de sulfeto e enxofre elementar. No filtro anaeróbio, na primeira fase ocorreu aumento do enxofre total no efluente do sistema e isto se deve pelo aumento da concentração de sulfato que predominou quando comparado as frações de sulfeto e enxofre elementar.

Em relação a DQO total, o efluente final do filtro anaeróbio na segunda fase propiciou 69% de remoção, a fração de DQO remanescente do reator UASB pode ter sido utilizada como doador de elétrons na desnitrificação heterotrófica indicando uma coexistência de processos.

Uma alternativa em relação à adição externa de doadores de elétrons é o uso dos próprios subprodutos da digestão anaeróbia como doadores de elétrons em unidades de pós-tratamento, permitindo sua remoção das frações líquidas e gasosas (SANTOS, 2019).

A razão N/S foi obtida com os valores de nitrogênio total e enxofre total. A razão N/DQO foi calculada com os valores de nitrogênio total e DQO total e a razão S/DQO foi calculada a partir do enxofre total e DQO total dos sistemas. Foram encontrados valores próximos para a N/DQO em termos do efluente do reator UASB nas duas fases do estudo. Para o filtro anaeróbio ocorreu aumento das razões N/S e N/DQO na segunda fase. Nas razões  $N/DQO = 0,25$  e  $N/S = 1,26$  e  $S/DQO = 0,20$  foi obtida melhor eficiência para remoção de matéria orgânica e sulfeto no filtro anaeróbio.

As bactérias anaeróbias necessitam de nitrogênio para a síntese de proteínas, sendo o controle das concentrações adequadas de nitrogênio efetuado por meio da relação



nitrogênio e carbono, essa relação varia de acordo com a matéria orgânica utilizada no processo.

A razão mássica entre enxofre e nitrogênio deve ser considerada, porém é importante ressaltar que a estequiometria do processo é flexível, uma vez que o processo converte sulfeto, nitrito ou nitrato e carbono em enxofre elementar ou sulfato, gás nitrogênio e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), simultaneamente, ampliando a faixa de valores das relações de N/S potencialmente adequados (MUNZ *et al.*, 2015; SHOW *et al.*, 2013).

## 6. CONCLUSÕES

- A presença de nitrato e nitrito garantiram a ocorrência do processo de desnitrificação no interior do filtro anaeróbio como também a oxidação de sulfetos, produzindo efluentes com concentração de sulfeto de  $0,85 \text{ mgS-S}^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ ;
- No filtro anaeróbio ocorreu remoção de DQO, fator que não influenciou a eficiência da desnitrificação autotrófica, que apresentou remoção de nitrato acima de 70% e contribuiu para remoção de 96% da concentração de sulfeto no filtro anaeróbio;
- Nas razões massicas  $N/DQO = 0,25$  e  $N/S = 1,26$  e  $S/DQO = 0,20$  obtidas na segunda fase, notou-se que a associação dos ciclos de nitrogênio, enxofre e carbono no pós-tratamento do efluente do sistema anaeróbio influenciou significativamente a remoção de sulfeto e DQO total;
- Nesse estudo, através da utilização do efluente nitrificado de lodo ativado, a desnitrificação autotrófica representa uma alternativa apropriada para a remoção de sulfetos do sistema anaeróbio em pós-tratamento de efluentes em termos de monitoramento, eficiência e diminuição de custos de operação.

A integração dos ciclos de nitrogênio, carbono e enxofre se mostra uma alternativa relevante para o pós-tratamento de efluentes oriundos do sistema anaeróbio, promovendo assim, redução de custos de operação e monitoramento, aliados a maior eficiência e obtenção de um efluente com baixa concentração de nutrientes e compostos odorantes.

## **7. SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS**

- Avaliar a influência de diferentes tempos de detenção hidráulica para a manutenção dos objetivos de pesquisa;
- Considerar a recirculação do efluente nitrificado no reator UASB e analisar a influência na concentração de sulfetos e a produção da AGV no efluente devido ao provável processo de desnitrificação heterotrófica.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, P.G.S. de; OLIVEIRA, S.C.; CHERNICHARO, C.A. de L. **Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 3, p. 281-290, 2011.
- AN, S.J.; TANG, K.; NEMATLI, M. **Simultaneous biodesulphurization and denitrification using an oil reservoir microbial culture: effects of sulphide loading rate and sulphide to nitrate loading ratio.** *Water Res.* 44 (5), 1531-1541, 2010.
- ANDRADE NETO, C. O.; VAN HAANDEL, A.; MELO, H. N. S. **O Uso do filtro anaeróbio para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios no Brasil.** Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 10, 2002.
- ANDRADE NETO, C.; PEREIRA, M.G.; MELO, H.S. **Materiais alternativos para enchimento de filtros anaeróbios: conduíte cortado e tijolo cerâmico vazado.** In: Oficina e seminário latino-americano de digestão anaeróbia, 6., 2000, Recife. Anais... UFPE. v. 1. p. 28-35, 2000.
- ANDREWS, J. H. & HARRIS, R. F. **r- and K-selection and microbial ecology.** 99-148, in K. C. Marshall (ed.), *Advances in microbial ecology*, vol. 9, Plenum Press, New York, 1986.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 22th. ed. Washington: American Public Health Association. 2012.
- ARCEIVALA, S. J. **Wasterwater treatment and disposal.** Marcel Dekker, New York. P. 892. 1981
- BALOCH, M. I., AKUNNA, J. C., & COLLIER, P. J. **Carbon and nitrogen removal in a granular bed baffled reactor.** *Environmental technology*, 27(2), 201-208, 2006.
- BARBOSA, R. D. A.; DE SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; CABRAL, L. L. B. **Remoção de sulfetos em reatores UASB microaerados tratando esgoto sanitário.**, *Revista DAE*, 67, 2019.
- BARTON, L. L., **Sulphate-reducing bacteria.** *Biotechnology Handbooks*, v. 8, New York, Plenum Express, 1995.
- BELLI FILHO, P.; Castilhos Júnior, A. B.; Costa, R. H. R.; Soares, S. R.; Perdomo, C. C. **Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos.** *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.5, n.1, p.166-170, 2001.
- BERISTAIN-CARDOSO, R.; SIERRA-ALVAREZ, R.; ROWLETTE, P.; FLORE, E. R.; GÓMEZ, J.; FIELD, J. A. (2006). **Sulfide oxidation under chemolitho autotrophic denitrifying conditions.** *Biotechnology and Bioengineering*, v.95, n.6, p.1148-1157, 2006.
- BERISTAIN-CARDOSO, R.; TEXIER, A-C.; SIERRA-ALVAREZ, R.P.; RAZO-FLORES E.; FIELD, J.A.; GÓMEZ, J. **Effect of initial sulfide concentration on**

**sulfide and phenol oxidation under denitrifying conditions.** *Chemosphere*, v.74, p.200–205, 2009.

BEZERRA FILHO, W. F. **Nitrificação e desnitrificação simultâneas em biofiltros aerados com alto índice de vazios e sem remoção de lodo.** 2015, 123 f. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.** Diário Oficial [da] União, (53), 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre condições e padrão de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

BRITO, J. D. F. L., LIMA, R. H., DA SILVA, M. E. R., DOS SANTOS, A. B., & FIRMINO, P. I. M. II-195 - **Remoção de sulfeto em reator anaeróbio por desnitrificação autotrófica via nitrito associada a microaeração.** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2019.

CABRAL, L. L., SOUSA, J. T., LOPES, W. S., LEITE, V. D., & BARBOSA, R. A. **Performance of Anaerobic Hybrid Reactor with Post-Treatment in Intermittent Flow Sand Filter: a Sulfide-Oxidizing Bioprocess for the Treatment of Sanitary Sewage Using Nitrate as Electron Acceptor.** *Environmental Processes*, 1-15, 2020.

CAMPOS, C. M. M.; LUIZ, F. A. R.; BOTELHO, C. G.; DAMASCENO, L. H. S. **Avaliação da eficiência do Reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas.** *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, V.20, n.6, p.1376-1384, 2004.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R. DO; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. da, **Development and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale.** *Revista Ciência e Agrotecnologia*, v. 30, p. 140-147, 2006.

CARVALHO, G. R. **Toxicity of species of sulphur in anaerobic reactor treating domestic wastewater.** *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. v. 6, p.29-41, 2013.

CHEN, C. **High-rate denitrifying sulfide removal process in expanded granular sludge bed reactor.** *Bioresource Technology*, [s. l.], v. 100, n. 7, p. 2316–2319, 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias - Vol. 5:Reatores anaeróbios.** Departamento de engenharia sanitária e ambiental – UFMG, 2ª ed. Belo Horizonte, 379 p, 2016.

CHERNICHARO, C. A. **Reatores Anaeróbios**, Belo Horizonte, UFMG, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**. 5ª. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

COX, M.J.F. **Desarrollo de una estrategia de operación para promover el proceso nitrificación: desnitrificación simultánea en un reactor secuencial de biopelícula**. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco, 2009.

DAVIDOVA, I.; HICKS, M. S.; FEDORAK, P. M.; SULFITA, J. M. **The influence of nitrate on microbial processes in oil industry production waters**. Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology, v. 27, p. 80-86, 2001.

DE CASTRO, I. M. P. **Avaliação da microaeração em reator UASB piloto para remoção do sulfeto de hidrogênio produzido no tratamento de esgoto doméstico**, 2017.

DUTTA, A.; SARKAR, S. **Sequencing Batch Reactor for Wastewater Treatment: Recent Advances**. Current Pollution Reports, v. 1, n. 3, p. 177–190, 2015.

ELMITWALLI, T.; ADRIAAN MELS, A.; ZEEMAN, G. **Primary treatment of municipal wastewater in high rate anaerobic filter at low temperatures**. Twelfth International Water Technology Conference, IWTC12, Alexandria, Egypt, p. 1383-1395, 2008.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALERO, M. **Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, 19 new trends, perspectives, and challenges**. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, v.5., p.3–19, 2006.

GARCIA, M.L.; LAPA, K.R.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. **Effects of bed materials on the performance of an anaerobic sequencing batch biofilm reactor treating domestic sewage**, Journal of Environmental Management, v. 88, n. 4, p. 1471-1477. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.015>, 2008.

GASI, T. M. T. et al. **Controle de odores em sistemas de esgotos**. Revista DAE, São Paulo, v. 44, n. 137, p. 122-143, jun. 1984.

GAYLE, B. P. **Biological desnitrification of water**, J. Environ. Eng, 115, 5, 930, 1989.

GODOI, L., SANTOS, C., FORESTI, E., & DAMIANOVIC, M. **Evaluating and Refining Alkalinity Calculations Due to Sulfide and Bicarbonate Accessed by Titration in Anaerobic Sulfate-Reducing Bioreactors**. Water, Air & Soil Pollution, 228(9), 2017.

GOSTELOW, P.; PARSONS, S.A.; STUETZ, R. M. **Review Paper: Odour measurements for sewage treatment works**. Water Research. v.35, n.3, p.579-597, 2001.

GUERRERO R. B. S., ZAIAT, M. **Wastewater post-treatment for simultaneous ammonium removal and elemental sulfur recovery using a novel horizontal mixed aerobic-anoxic fixed-bed reactor configuration**. J Environ Manage 215:358–65, 2018.

GUILLÉN, J. A. S.; CUÉLLAR GUARDADO, P.R.; LOPEZ VAZQUEZ, C.M.; CRUZ, L. M.; BRDJANOVIC, D.; VAN LIER, J. B. **Anammox cultivation in a closed sponge-bed trickling filter**. *Bioresource Technology*, v.186, p. 252–260. Doi: 10.1016/j.biortech.2015.03.073, 2015.

HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T.; SOUTO, A. L. F.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S. **Tratamento de esgoto doméstico em regime de recirculação com utilização de reator anaeróbico anóxico seguido de reator aeróbico com meio suporte**. *Ciência & Engenharia*, v. 23, n. 1, p. 103 – 113, 2014.

HULSHOFF POL, L. W.; LENS, P. N. L.; STAMS, A. J. M.; LETTINGA, G. **Anaerobic treatment of sulphate-rich wastewaters**. *Biodegradation*, v.9, p.213–224, 1998.

JONG, T.; PARRY, D. L. **Removal of sulfate and heavy metals by sulfate reducing bacteria in short-term bench scale upflow anaerobic packed bed reactor runs**. *WATER RESEARCH*, v. 37, p. 3379-89, 2003.

KRISHNAKUMAR, B.; MANILAL, V. B. **Bacterial oxidation of sulphide under denitrifying conditions**. *Biotechnology Letters*, v. 21, p. 437-440, 1999.

LIMA, J. DE FREITAS; DE SOUSA, J. T.; DE ANDRADE LIMA, D., HENRIQUE, I. N.; DOS SANTOS, E. V. M. **Controle e remoção de sulfetos em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário**. *Revista DAE*, 65-75, 2015.

LIU, Y. C.; SHI, H. C.; XIA, L.; SHI, H. M.; SHEN, T. G.; WANG, Z. Q; WANG, G.; WANG, Y. Z. **Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment**. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 3, p. 901-906, Feb. 2010.

LOPES, E. P.; CAMPOS, C. M. M. & MOTERANI, F. **Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura**. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 4(3), 2009.

LUPATINI, G., et al. **Monitoramento de odores de estação de tratamento de esgoto anaeróbico em Quatro Barras/PR**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais. Belo Horizonte, 2007.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; STAHL, D. A. & CLARK, D. P. **Brock Biology of microorganisms**, 13<sup>th</sup> ed., Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 2012.

MAGALHÃES, T. M. **Avaliação da desnitrificação em filtro anaeróbico e reator UASB**. 2017. 168 f. Dissertação de Mestrado em Saneamento e Ambiente – FEC/UNICAMP, 2017.

MAINIER, F. B., SANDRES, G. C., MAIOR TAVARES, S. S. **Corrosão por sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) e suas implicações no meio ambiente e na segurança industrial.** 8º Congresso Iberoamericano de Engenharia Mecânica. 8p. 2007.

MANCONI, I.; CARUCCI, A.; LENS, P. **Combined removal of sulfur compounds and nitrate by autotrophic denitrification in bioaugmented activated sludge system.** Biotechnology and Bioengineering v.98, p.551–560, 2007.

MAHMOOD Q.; ZHENG P.; WU D.; HU B.; ISLAM E.; AZIM M. R. **Comparison of Anoxic Sulfide Biooxidation Using Nitrate/Nitrite as Electron Acceptor.** Environ Prog 26(2):169–177, 2007.

MAHMOOD, Q. et al **Isolation and characterization of Pseudomonas stutzeri QZ1 from an anoxic sulfide-oxidizing bioreactor.** Anaerobe, v. 15, n. 4, p. 108–115, 2009.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse.** Boston: McGraw-Hill, 2003.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering treatment and Resource Recovery.** 5. ed. New York: McGraw Hill, 2014.

MEZZOMO, L. F. **Reatores de biofilme em bateladas sequenciais visando a nitrificação e desnitrificação simultâneas de esgoto sintético sob baixa relação carbono/nitrogênio,** 2019.

MIDDELBURG, J. J. **The geochemical sulfur cycle. In: Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution: principles and engineering.** London: IWA Publishing, 2000

MOCKAITIS, G. **Redução de sulfato em biorreator operado em batelada alimentada sequenciais contendo biomassa granulada com agitação mecânica e “Draft-Tube”.** 348p. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2008.

MOJARRAD MOGHANLOO, G.M.; FATEHIFAR E.; SAEDY S.; AGHAEIFAR Z.; H. ABBASNEZHAD, H. **Biological oxidation of hydrogen sulfide in mineral media using a biofilm airlift suspension reactor.** Bioresource Technology 101 8330– 8335, 2010.

MORAES, B. D. S. **Desnitrificação autotrófica com o uso de sulfeto e integração com o processo de nitrificação em um único reator** (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo), 2012.

MORAES, B. S.; SOUZA, T. S. O.; FORESTI, E. **Effect of sulfide concentration on autotrophic denitrification from nitrate and nitrite in vertical fixed-bed reactors.** Process Biochemistry, [s. l.], v. 47, n. 9, p. 1395–1401, 2012.

MUNZ, G. et al. **Nitrite and nitrate as electron acceptors for biological sulphide oxidation.**p. 593–599, 2015.



NANCHARAI AH, Y. V.; VENKATA MOHAN, S.; LENS, P. N. L. **Recent advances in nutrient removal and recovery in biological and bioelectrochemical systems.** *Bioresource Technology*, v. 215, p. 173–185, 2016.

OLIVEIRA, E.G.; LEITE, V.D.; SILVA, R.B.; HENRIQUE, I.N.; BARROS, A.J.M. **Tratamento Anaeróbico e Aeróbico de Lixiviado de Aterro Sanitário.** In: *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica.* v.8, n.3, p. 360-371. 2015.

OLMI, V. R., PIRES, A. M. B., RAMOS, A. D. L. S., KAMEYAMA, O., de MANCILHA, I. M., & Passos, F. J. V. **UASB/evaluation of the behavior of a synthetic media and swine wastewater in the anaerobic treatment of uasb reactors.** *Ceres*, 53(307), 2015.

PANTOJA, J. L. R.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FONSECA D. F.; FORESTI, E.; Nitrogen and residual organic matter removal from anaerobic reactor effluent in a fixed-bed reactor with biogas for denitrification. *J Chem Technol Biotechnol* 90(12):2227–2233, 2014.

PAYNE. W. J. **Desnitrification**, Wiley, New York, 1981.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, M. S.; ANTUNES, R. M.; KOETZ, P. R. **Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura.** *Revista Brasileira de Agrociência*, v.10, n.1, p.103-110, 2004.

POKORNA, D.; ZABRANSKA, J. **Sulfur-oxidizing bacteria in environmental technology.** *Biotechnology Advances*, [s. l.], v. 33, n. 6, p. 1246–1259, 2015

POSTGATE, J. R, **The sulphate-reducing bacteria.** 2a. ed. Cambridge, London. New York – Melbourne, Cambridge University Press, 1984.

REYES-ÁVILA, J.; RAZO-FLORES, E.; GÓMEZ, J. **Simultaneous biological removal of nitrogen, carbon and sulfur by denitrification,** *Water Research*, v.38, p.3313–3321, 2004.

ROELEVELD, K. K.; ZEEMAN, G. **Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts.** *Environmental Science and Bio/Technology*, v. 5, p. 115–139, 2006.

RUBRIGHT, S. L. M.; PEARCE, L. L.; PETERSON, J. **Environmental toxicology of hydrogen sulfide.** *Nitric Oxide - Biology and Chemistry*, v. 71, p. 1–13, 2017.

SANTANA, F. B. **Eliminação autotrófica de nitrogênio via integração dos ciclos do nitrogênio e enxofre em reator SBR,** 2006.

SANT`ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.** Rio de Janeiro: Interciência. 2ª ed, 424 p, 2013.

- SANTOS, C. E. D. D. **Remoção de nitrogênio de efluente de reator anaeróbio via processo NDS utilizando sulfeto como doador de elétrons na desnitrificação autotrófica** (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo), 2019.
- SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J.B.; HAMELERS, H.V.M.; LETTINGA G. A review: **The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors**. *Bioresource Technology*, Vol.65, No.3, 175-190, 1998.
- SHAO, M. F.; ZHANG, T.; FANG, H. H. P. **Sulfur-driven autotrophic denitrification: Diversity, biochemistry, and engineering applications**. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 88, n. 5, p. 1027–1042, 2010.
- SHEN, Z., ZHOU, Y., HU, J., e WANG, J. **Denitrification performance and microbial diversity in a packed-bed bioreactor using biodegradable polymer as carbon source and biofilm support**. *Journal of Hazardous Materials*, v.250, p.431-438, 2013
- SHOW, K. Y.; LEE, D. J.; PAN, X. **Simultaneous biological removal of nitrogen-sulfurcarbon: Recent advances and challenges**. *Biotechnology Advances*, [s. l.], v. 31, n. 4, p. 409– 420, 2013.
- SIERRA-ALVAREZ, R.; BERISTAIN-CARDOSO, R.; SALAZAR, M.; GÓMEZ, J.; RAZO-FLORES, E; AND FIELD, J. **Chemolithotrophic denitrification with elemental sulfur for groundwater treatment**. *Water Research*, v.41, p.1253–1262, 2007.
- SOLCIA, R. B., RAMÍREZ, M., FERNÁNDEZ, M., CANTERO, D., & BEVILAQUA, D. **Hydrogen sulphide removal from air by biotrickling filter using open-pore polyurethane foam as a carrier**. *Biochemical engineering journal*, 84, 1-8. 2014.
- SOUSA, J. T.; VAN-HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. G. S. e GUIMARÃES, A. V. A. **Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas wetlands Construídos**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, PB, v. 4, n. 1, p.87-91, 2000.
- SOUSA, J. T., LIMA, J. D. F., DA SILVA, V. C., LEITE, V. D., & LOPES, W. S. Recovery of elemental sulphur from anaerobic effluents through the biological oxidation of sulphides. *Environmental technology*, 38(5), 529-537, 2016.
- SOUSA, K. A. D., CAMMAROTA, M. C., & SÉRVULO, E. F. C. **Efeito da aplicação de nitrato na redução biogênica de sulfeto sob diferentes concentrações iniciais de bactérias redutoras de nitrato e sulfato**. *Química Nova*, 33(2), 273-278, 2010.
- SOUZA, T. S. O. **Desnitrificação autotrófica usando sulfeto como doador de elétrons para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgotos sanitários**. 167f. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

- SPEECE, R.E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial WasteWaters**. EUA: Vanderbijl University, 394p, 1996.
- SPOSOB, M. et al. **Temperature-induced changes in a microbial community under autotrophic denitrification with sulfide**. *Process Biochemistry*, v. 69, n. March, p. 161– 168, 2018.
- STUETZ, R.M.; FRECHEN, F.B. **Odours in wastewater treatment: measurement, modelling and control**. Londres: IWA Publishing. 456p, 2001.
- SUN, Y.M.; NEMATI, M., **Evaluation of sulfur-based autotrophic denitrification and denitrification for biological removal of nitrate and nitrite from contaminated waters**. *Bioresour. Technol.* 114, 207-216, 2012.
- TAI, C. S., SINGH, K. S., & GRANT, S. R. **Combined removal of carbon and nitrogen in an integrated UASB-jet loop reactor bioreactor system**. *Journal of Environmental Engineering*, 132(6), 624-637, 2006.
- TANDUKAR, M.; PAVLOSTATHIS, S. G. e CERVANTES, F. J. **Autotrophic denitrification for the removal of nitrogenous and sulphurous contaminants from wastewaters. In: Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution: Principle and Engineering**. IWA Publishing. London, UK, 2009
- TANDUKAR, M; UEMURA, S.; OHASHI, A.; HARADA, H. **Combining UASB and the “fourth generation” down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment**. *Water Science and Technology*, v. 53, n. 3, 209-218, Doi: 10.1061/ASCE0733-93722006132:2166, 2006.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Metcalf & Eddy Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. 4. ed. New York: McGraw Hill Education, 2003.
- TONETTI, A.L.; FILHO, B. C.; STEFANUTTI, R. **Pós-tratamento de efluente de filtros anaeróbios operados com baixo tempo de detenção hidráulica por escoamento superficial no solo**. *Eng Sanit Ambient*, v. 17, n. 1, p. 7-12, 2012.
- TONG, S., ZHANG, B., FENG, C., ZHAO, Y., CHEN, N., HAO, C., PU, J., ZHAO, L., **Characteristics of heterotrophic/biofilm-electrode autotrophic denitrification for nitrate removal from groundwater**, *Bioresour. Technol.* 148, 121-127, 2013.
- VAN HAANDEL, A. et al. **Influência do projeto do separador de fases sobre o desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuárias municipais**. *Revista DAE*. Set-Dez, p. 64-75, 2015.
- VAN HAANDEL, A. C., & VAN DER LUBBE, J. G. **Handbook of biological wastewater treatment: design and optimisation of activated sludge systems**, *Water Intell.* Online, 11, 9781780400808, 2012.

- VAN HAANDEL, A. C. **Potencial de geração de energia a partir do lodo de sistemas de tratamento de esgoto.** *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, 2(1), 125-142, 2009.
- VAN HAANDEL, A. C., & MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação.** In *O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação* (pp. xiii-472), 1999.
- VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 4th. ed.[s.l.] UFMG, 2014.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais: Belo Horizonte. 3ed. 452p., 2005.
- VON SPERLING, M. e CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions.** DESA-UFMG. Belo Horizonte – MG, 2006.
- WANG, et al., **Regeneration of elemental sulfur in a simultaneous sulfide and nitrate removal reactor under different dissolved oxygen conditions.** *Bioresource Technology*, [s. l.], v. 182, n. x, p. 75–81, 2015.
- WANG, X.; XING, L.; QIU, T.; HAN, M. **Simultaneous removal of nitrate and pentachlorophenol from simulated groundwater using a biodenitrification reactor packed with corncob.** *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20, n. 4, p. 2236-2243, 2013.
- WANG, A. J.; DU, D.Z.; REN, N.Q.; VAN GROENESTIJN, J.W. **An innovative process of simultaneous desulfurization and denitrification by Thiobacillus denitrificans.** *J. Environ. Sci. Health A*, v. 40, p. 1939– 1949, 2005.
- WATSUNTORN, W. et al., **Comparison of sulphide and nitrate removal from synthetic wastewater by pure and mixed cultures of nitrate-reducing, sulphide-oxidizing bacteria.** *Bioresource Technology*, [s. l.], v. 272, n. August 2018, p. 40–47, 2019.
- WU, D.; WANG, C.; DOLFING, J.; XIE, B. **Short tests to couple N<sub>2</sub>O emission mitigation and nitrogen removal strategies for landfill leachate recirculation.** *Science of the Total Environment*. v. 512-513, n. 15, p.19-25, Apr. 2015.
- XAVIER, J. K. D. A. M.; DE OLIVEIRA, M. L.; SILVA, C. M.; DE ANDRADE, C. C., & DE LIMA, Y. E. S. P. **II-114- Pós-tratamento de efluente de reator UASB em filtro anaeróbio.** *Brazilian Journal of Development*, 6(3), 13838-13847, 2020.
- XU, X. et al., **Simultaneous removal of sulfide, nitrate and acetate under denitrifying sulfide removal condition: Modeling and experimental validation.** *Journal of Hazardous Materials*, [s. l.], v. 264, p. 16–24, 2014.

ZHANG, L.; SCHRYVER, P. D.; GUSSEME, B. D.; MUYNCK, W. D.; BOON, N.; ERSTRAETE, W. **Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review.** *Water Research*, v.42, p. 1 – 12, 2008.

ZHANG, L.; DE SCHRYVER, P.; DE GUSSEME, B. **Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review.** *Water Research*, v. 42, p.1-12, 2007.

ZHANG, T. C.; LAMP, D. G. **Sulfur: limestone autotrophic denitrification processes for treatment of nitrate-contaminated water: batch experiments.** *Water Research*, v. 33, n.3, p.599–608, 1999.

ZOPPAS, F. M., BERNARDES, A. M., & MENEGUZZI, Á. **Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21(1), 29-42, 2016.

## APÊNDICE

A análise estatística foi realizada no *software Minitab 19*, onde foi realizada ANOVA considerando cada parâmetro físico-químico como um fator, para efeito de comparação foi utilizado o teste de Tukey com nível de 5% de significância.

Assim, nas Tabelas de 8 a 22 tem-se os resultados para cada parâmetro divididos em Fase 1, onde foi utilizado o esgoto doméstico com número de determinações N=4 e Fase 2, que foi utilizado o esgoto sanitário com N=15.

**Tabela 8** – Coeficientes de Variação (%)

	FASE 1			
	Reator UASB		Filtro Anaeróbio	
	Afi/UASB	Efi/UASB	Afi/Fan	Efi/Fan
<b>Alcalinidade Total</b>	40,2	37,44	34,0	30,5
<b>AGV</b>	47,1	45,5	43,5	35,2
<b>DQO Total</b>	44,4	24,2	5,1	37,1
<b>Turbidez</b>	20,0	29,9	36,5	55,7
<b>SST</b>	53,8	97,1	62,3	89,9
<b>SSF</b>	78,9	85,8	98,4	89,5
<b>SSV</b>	63,6	26,8	43,5	78,6
<b>NTK</b>	24,21	22,7	50,6	40,2
<b>Nitrogênio amoniacal</b>	10,3	9,2	44,2	45,3
<b>Nitrito</b>	-	-	-	-
<b>Nitrato</b>	-	-	-	-
<b>Sulfato</b>	2,32	14,5	31,2	74,4
<b>Sulfeto</b>	29,7	27,0	1,6	91,4
<b>Enxofre Elementar</b>	76,1	0,36	37,5	91,7
	FASE 2			
	Afi/UASB	Efi/UASB	Afi/Fan	Efi/Fan
<b>Alcalinidade Total</b>	9,31	13,1	5,66	13,2
<b>AGV</b>	20,7	43,57	26,3	41,3
<b>DQO Total</b>	14,45	30,8	41,6	51,0
<b>Turbidez</b>	18,1	57,4	67,4	43,8
<b>SST</b>	36,25	53,2	35,12	67,1
<b>SSF</b>	50,8	60,8	55,2	89,5
<b>SSV</b>	28,2	43,1	54,8	98,48
<b>NTK</b>	14,5	24,5	23,7	24,9
<b>Nitrogênio amoniacal</b>	18,0	20,0	17,35	17,41
<b>Nitrito</b>	56,3	62,8	92,61	65,32
<b>Nitrato</b>	25,5	28,6	56,5	81,7
<b>Sulfato</b>	21,35	93,1	20,7	53,2
<b>Sulfeto</b>	95,2	36,7	93,0	72,1
<b>Enxofre Elementar</b>	48,37	50,54	83,0	78,2

Fonte: Autor (2020)

**Tabela 9** – Parâmetros estatísticos – Alcalinidade Total

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	1519	1519	0,07
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	2116	2115,6	3,78
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	342,2	342,2	0,04
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	421,3	421,3	1,19

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.

Fonte: Autor (2020)

**Tabela 10** – Parâmetros estatísticos - Ácidos Graxos Voláteis

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	8978	8978	3,21
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	19646	19646,5	86,54
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	4,08	4,083	0,02
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	300,8	300,83	7,15

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.

Fonte: Autor (2020)

**Tabela 11** – Parâmetros estatísticos - DQO Total

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	706496	706496	8,08
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	619778	619778	144,33
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	16836	16836	13,07
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>

<b>Fator</b>	1	21121	21121	17,08
--------------	---	-------	-------	-------

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.  
Fonte: Autor (2020)

**Tabela 12** – Parâmetros estatísticos - Turbidez

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	26636	26636	21,98
<b>FASE 2</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	142940	142940	105,28
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	1449,9	1449,9	12,05
<b>FASE 2</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	855,3	855,25	8,97

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.  
Fonte: Autor (2020)

**Tabela 13** – Parâmetros estatísticos – Sólidos Suspensos Totais

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	12880	12880	2,43
<b>FASE 2</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	150521	150521	37,94
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	1861	1861	0,51
<b>FASE 2</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	34409	34409	18,86

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.  
Fonte: Autor (2020)

**Tabela 14** – Parâmetros estatísticos – Sólidos Suspensos Fixos

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	406,1	406,1	0,19
<b>FASE 2</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	5122	5122	4,77
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				



<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
1	1	325,1	325,1	0,14
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
1	1	10716	10716	7,35

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.  
Fonte: Autor (2020)

**Tabela 15** – Parâmetros estatísticos – Sólidos Suspensos Voláteis

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
1	1	5304	5304	3,57
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
1	1	120207	120207	91,41
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
1	1	420,5	420,5	1,74
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
1	1	3287	3286,5	13,02

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.  
Fonte: Autor (2020)

**Tabela 16** – Parâmetros estatísticos - NTK

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
1	1	236,1	236,1	0,45
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
1	1	246,7	246,7	18,23
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
1	1	442,4	442,4	0,54
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
1	1	995,0	995,0	8,29

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.  
Fonte: Autor (2020)

**Tabela 17** – Parâmetros estatísticos – Nitrogênio amoniacal

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	0,0193	0,0193	0,00
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	137,1	137,13	4,70
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	0,003	0,003	0,00
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	119,4	119,44	5,94

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.

Fonte: Autor (2020)

**Tabela 18** – Parâmetros estatísticos - Nitrito

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	0,01620	0,01620	0,60
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	0,00000	0,000000	0,00
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	0,01280	0,012800	2,67
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	3,050	3,0497	5,05

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.

Fonte: Autor (2020)

**Tabela 19** – Parâmetros estatísticos - Nitrato

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	0,6144	0,6144	1,00
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	0,07331	0,07331	0,22
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	0,04217	0,04217	2,38
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1			

<b>Fator</b>	1	33,70	33,703	6,28
--------------	---	-------	--------	------

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.  
Fonte: Autor (2020)

**Tabela 20** – Parâmetros estatísticos - Sulfato

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	329,7	329,73	4,54
<b>FASE 2</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	845,9	845,94	32,60
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	878,2	878,2	2,21
<b>FASE 2</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	6,93	6,926	0,12

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.  
Fonte: Autor (2020)

**Tabela 21** – Parâmetros estatísticos - Sulfeto

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	1200,0	1200,01	38,79
<b>FASE 2</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	1681	1681,00	30,22
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	11,323	11,323	3,80
<b>FASE 2</b>				
	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
<b>Fator</b>	1	52,59	52,587	8,01

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.  
Fonte: Autor (2020)

**Tabela 22** – Parâmetros estatísticos – Enxofre Elementar

<b>REATOR UASB</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	3,133	3,133	2,50
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	2,767	2,767	0,90
<b>FILTRO ANAERÓBIO</b>				
<b>FASE 1</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	2,1609	2,1609	6,95
<b>FASE 2</b>				
<b>Fator</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
	1	19,86	19,862	3,29

Onde: GL= Grau de liberdade, SQ= Soma dos quadrados, QM = Quadrados médios, F = valor de F.

Fonte: Autor (2020)