



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA DAS ÁGUAS
BACHARELADO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

RITA DE CÁSSIA ANDRADE DA SILVA

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO UTILIZANDO SISTEMAS RBS NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS**

**SANTARÉM- PA
2021**

RITA DE CÁSSIA ANDRADE DA SILVA

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO UTILIZANDO SISTEMAS DE RBS NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará, para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

**SANTARÉM-PA
2021**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

- S586r Silva, Rita de Cássia Andrade da
Remoção biológica de fósforo utilizando sistemas RBS no tratamento de águas residuárias domésticas./ Rita de Cássia Andrade da Silva. – Santarém, 2021.
45 p.: il.
Inclui bibliografias.
- Orientador: Israel Nunes Henrique
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Curso Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental.
1. Reator aeróbio. 2. Matéria orgânica. 3. Lodos ativados. I. Henrique, Israel Nunes, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 628.3

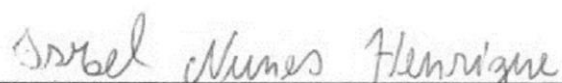
RITA DE CÁSSIA ANDRADE DA SILVA

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO UTILIZANDO SISTEMA RBS NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMESTICAS**

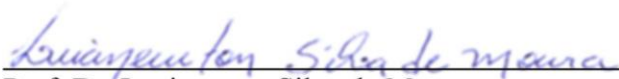
Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à coordenação do Curso de
Engenharia Sanitária e Ambiental, para
obtenção do título de Bacharela em
Engenharia Sanitária e Ambiental;
Universidade Federal do Oeste do Pará,
Instituto de Ciências e Tecnologia das
Águas.

Conceito: 9,6

Data da aprovação: 23/04/2021.



Prof. Dr. Israel Nunes Henrique - Orientador
Universidade Federal do oeste do Pará



Prof. Dr. Lucinewton Silva de Moura
Universidade Federal do Oeste do Pará



Prof.^a Dr.^a Dayane de Andrade Lima
Instituto de educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

Aos meus pais, por todo amor, carinho,
apoio e por sempre acreditarem em
mim, incentivando-me em meus
estudos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo amor e guarnição, bem como por iluminar a minha mente nos momentos difíceis, dando-me força e coragem para seguir.

Ao professor Dr. Israel Henrique pela orientação deste trabalho, paciência, dedicação, e em especial por ser uma pessoa admirável e pelo enorme conhecimento transmitido.

Aos colegas e amigos do LabTAR (UFOPA), Pati, Luh, Jeniffer, Julia, Yandra, Joice, Dayhane, Camila, Natana, Jaelbe e Iomar, que auxiliaram nos dias de lutas nas coletas de efluentes, na prática de análises, operação do sistema experimental, e nos bons momentos de trocas de conhecimentos e descontração.

Às minhas amigas, Luh, Pati e Jeniffer, grata pelas contribuições acadêmicas e principalmente pessoais, pelas trocas de conhecimento, memes e figurinhas e por não soltarem minha mão nesse momento tão difícil de pandemia que estamos vivendo.

À UFOPA pelo financiamento desta pesquisa.

À Valda, minha mãe de coração. Grata por ser minha família, por não me deixar sozinha, por me ouvir, me aconselhar e cuidar de mim.

Por fim, e mais importante, a minha família, que mesmo distante se fizeram presente e acreditaram em mim, principalmente aos meus pais, Maria Rita e Dornelis Corrêa, que com humildade e honestidade, fizeram-me melhor. A vocês todo meu amor e minha gratidão. E aos meus irmãos, por serem meu aconchego, por me ensinarem a amar, dividir, lutar e por terem me auxiliado financeiramente. Vocês são a razão da minha vida e de todas as minhas conquistas. AMO-LHES!!!!

RESUMO

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento- SNIS (2016), de todo o esgoto produzido no Brasil, apenas 40,8% é submetido a algum tipo de tratamento, os outros quase 60% são lançados *in natura* nos corpos d'água, ocasionando grandes impactos de ordem ambiental; como a eutrofização, a proliferação de macro e micro vetores e, conseqüentemente, problemas de saúde pública e econômica. No que se refere ao tratamento de esgotos domésticos, atualmente, é possível realiza-lo através de diversos tipos de combinações de reatores. Entre as propostas há reatores com etapas aeróbias e anaeróbias separadas fisicamente e temporalmente em um único reator denominados Reatores em Bateladas Sequenciais-RBS. Diante disso, o presente estudo objetivou avaliar a remoção biológica de fósforo, utilizando de Reatores de Bateladas Sequenciais com biomassa em suspensão. Para isso, o sistema de tratamento foi projetado e construído em material acrílico em forma cilíndrica, com altura total de 98,8 cm e diâmetro de 10 cm, volume útil 5,853 litros, trabalhando com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) 1,43 dias e Tempo de Retenção Celular (TRC) 3 dias, intercalando fases anaeróbias e aeróbias com baixa concentração de oxigênio dissolvido (0,5 a 1,2 mgO₂.L⁻¹). Foi realizado o monitoramento dos parâmetros físicos e químicos para verificar o desempenho do sistema. No tratamento, verificou-se a eficiência de remoção da matéria orgânica na forma de DQO (mgO₂.L⁻¹) de 90,7% em relação ao esgoto bruto. O sistema também removeu aproximadamente 76% de fósforo. Ao analisar as frações de sólidos no tratamento, obteve-se os valores de remoção de Sólidos suspensos totais com eficiência de remoção de 40% e 76% de Sólidos suspensos voláteis, valores considerados baixos. O sistema também removeu material nitrogenado, produzido no efluente final as concentrações médias, 2,89 mgN-NH₄⁺.L⁻¹; 0,097 mgNO₂⁻.L⁻¹ e 0,63 mgNO₃⁻.L⁻¹, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, respectivamente no efluente final do sistema. Diante disso, observa-se que de modo geral, os parâmetros físicos e químicos analisados durante o monitoramento do sistema experimental indicaram bom desempenho durante a realização da pesquisa, tratando esgoto doméstico, produzindo efluentes dentro dos padrões de lançamentos definidos na legislação ambiental, principalmente no que se refere a remoção de matéria orgânica e remoção de fósforo.

Palavras-chave: Reator aeróbio. Matéria orgânica. Lodos ativados.

ABSTRACT

According to the National Sanitation Information System - SNIS (2016), of all the sewage produced in Brazil, only 40.8% is subjected to some type of treatment, the other almost 60% is released in natura into the bodies of water, causing major environmental impacts; such as eutrophication, the proliferation of macro and micro vectors and, consequently, public and economic health problems. With regard to the treatment of domestic sewage, it is currently possible to carry it out through different types of reactor types. Among the proposals there are reactors with aerobic and anaerobic stages separated physically and temporally in a single reactor called Sequential Batch Reactors-RBS. Therefore, the present study aimed to evaluate a biological removal of phosphorus, using Sequential Batch Reactors with suspended biomass. For this, the treatment system was designed and built in cylindrical acrylic material, with a total height of 98.8 cm and a diameter of 10 cm, a useful volume of 5.853 liters, working with Hydraulic Detention Time (TDH) 1.43 days and Cell Retention Time (CRT) 3 days, alternating anaerobic and aerobic phases with a low concentration of dissolved oxygen (0.5 to 1.2 mgO₂.L⁻¹). Monitoring of physical and chemical parameters was carried out to verify the performance of the system. In the treatment, the efficiency of removal of organic matter in the form of COD (mgO₂.L⁻¹) of 90.7% was verified in relation to the raw sewage. The system also removes approximately 76% of the phosphorus. When analyzing the fractions of solids in the treatment, the values of removal of total suspended solids are obtained with removal efficiency of 40% and 76% of volatile suspended solids, low values. The system also removed nitrogenous material, produced in the final effluent as average means, 2.89 mgN-NH₄⁺.L⁻¹; 0.097 mgNO₂⁻.L⁻¹ and 0.63 mgNO₃⁻.L⁻¹, ammoniacal nitrogen, nitrite and nitrate, respectively not final effluent from the system. Therefore, it is observed the general way, the physical and chemical parameters during the monitoring of the experimental system indicated good performance during the research, treating domestic sewage, producing effluents within the standards of elaborations defined in the environmental legislation, mainly in what concerns remove organic matter removal and phosphorus removal.

Keywords: Aerobic reactor. Organic matter. Activated sludge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Ilustração das principais etapas envolvidas no processo convencional de lodos ativados.....	18
Figura 2- Apresenta as etapas típicas de um ciclo de RBS.....	21
Figura 3- Mapa de localização do experimento e coleta de efluentes.....	26
Figura 4- Sistema Operacional.....	27
Figura 5- Descrição geral do funcionamento do sistema operacional.....	28
Figura 6- Cronograma da distribuição temporal das fases operacionais aplicadas ao RBS.....	29
Figura 7- Comportamento do pH Afluente e Efluente.....	32
Figura 8- Comportamento da Temperatura no Afluente e Efluente.....	33
Figura 9- A) Comportamento da Alcalinidade Total e Ácidos Graxos Voláteis no Afluente; B) Comportamento da Alcalinidade Total e Ácidos Graxos Voláteis no Efluente	34
Figura 10- A) Comportamento da DQO Total do Afluente e RBS; Comportamento da DQOf do Afluente e RBS.....	35
Figura 11 - Comportamento da Amônia no Afluente e Efluente.....	36
Figura 12- A) Comportamento do Nitrito no Afluente e Efluente; B) Comportamento Nitrato no Afluente e Efluente.....	36
Figura 13- Concentração de Fósforo no Afluente e Efluente.....	37
Figura 14- Concentração de Ortofosfato no Afluente e Efluente	38
Figura 15- A) Comportamento de Sólidos Totais no Afluente e Efluente; B) Comportamento Sólidos Suspensos Totais no Afluente e Efluente.....	39

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis (mg HAC/L)
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)
EB	Esgoto Bruto
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
LA	Lodos Ativados
LabTAR	Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias
N ₂	Gás Nitrogênio
NH ₄ ⁺	Íon amônio
NO ₂ ⁻	Íon nitrito
NO ₃ ⁻	Íon nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OAF	Organismos acumuladores de fósforo
OAFD	Organismos acumuladores de fósforo e desnitrificantes
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
PHA	Poli β- hidroxialcano
RBS	Reator de Bateladas Sequenciais
SEMINFRA	Secretaria Municipal de Infraestrutura de Santarém
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TRC	Tempo de Retenção Celular
UFOPA	Universidade Federal do Oeste do Pará

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo Geral	13
2.2 Objetivo Específico	13
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	14
3.1 Cenário do Saneamento no Brasil.....	14
3.2 Legislações relacionadas ao lançamento de esgoto em corpos de águas superficiais .	15
3.3 Caracterização da matéria orgânica de águas residuárias.....	16
3.4 Lodos ativados	16
3.4.1 Sistemas de lodos ativados convencionais	17
3.4.2 Sistemas de lodos ativados em Reatores de bateladas sequenciais (RBS).....	18
3.4.3 Funcionamento do RBS.....	19
3.5 Remoção Biológica de Nitrogênio	21
3.6 Remoção biológica de fósforo	22
3.7 A influência de NO_2^- e NO_3^- durante a remoção de P.....	23
3.8 Parâmetros relevantes nos processos de tratamentos biológicos	24
4 MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 Localização do experimento	26
4.2 Descrição do Sistema experimental.....	26
4.3 Coleta do Material	28
4.4 Programação de Alimentação do Sistema Experimental.....	29
4.4.1 Ciclos operacionais do Sistema	29
4.4.2 Cada ciclo foi constituído das seguintes etapas:.....	30
4.5 Análise dos dados.....	31
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
5.1 Potencial Hidrogeniônico- pH	32
5.2 Alcalinidade e AGV	34
5.3 Remoção de Matéria Orgânica (DQO total e DQO filtrada)	35
5.4 Amônia.....	36
5.5 Nitrito e Nitrato	36
5.6 Fósforo e Ortofosfato.....	37

5.7 Sólidos e frações	38
6 CONCLUSÕES.....	40
REFERÊNCIAS	41

1 INTRODUÇÃO

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento- SNIS (2016), de todo o esgoto produzido no Brasil, apenas 40,8% é submetido a algum tipo de tratamento, os outros quase 60% são lançados in natura nos corpos d'água, ocasionando grandes impactos de ordem ambiental; como a eutrofização, a proliferação de macro e micro vetores e, conseqüentemente, problemas de saúde pública e econômica; como a redução de potencial turístico em virtude dos danos promovidos pela ausência de coleta e tratamento de esgotos sanitários.

Nesse contexto, Santarém é um município localizado na região norte do País, no estado do Pará, que apesar de possuir belas praias, as quais atraem turistas das outras regiões do país e do mundo, ainda carece com o baixo índice de coleta e tratamento de esgotos. Segundo a Secretaria Municipal de Infraestrutura de Santarém- SEMINFRA (2018), menos de 6% da população santarena é atendida pelos serviços de tratamento de esgotos atualmente. Somado a essa negligência em relação aos serviços de saneamento, tem-se a falta de conhecimento referente a sistemas de tratamento a baixo custo com alta eficiência, pois, segundo (VON SPERLING, 2005), a melhor escolha deve ser com base em elementos a serem minuciosamente observados, como caracterização quali e quantitativa dos esgotos afluentes, população a ser atendida, requisitos de qualidade entre outros.

Face a estas questões, os esgotos domésticos não tratados ou parcialmente tratados quando lançados em corpos d'águas receptoras, podem constituir um problema nem sempre de fácil solução, uma vez que promove eutrofização em águas superficiais acarretando problemas para o uso público em geral. O grande impacto está relacionado com o processo de contaminação e poluição dos corpos hídricos, ocasionados pelo aporte de material orgânico, microrganismos patogênicos e nutrientes, favorecendo a indisponibilidade de água de boa qualidade.

No que se refere ao tratamento de esgotos domésticos, atualmente, é possível realiza-lo através de diversos tipos de combinações de reatores. Entre as propostas há reatores com etapas aeróbias separadas fisicamente (Reatores em Bateladas Sequenciais-RBS), sistemas em batelada, nos quais as etapas com aeração e sem aeração estão separadas temporalmente e reatores nos quais as duas etapas estão presentes em uma única unidade.

Uma alternativa que vem sendo estudada para aprimorar a eficiência dos reatores é a utilização de processo de automação de reatores. Neste caso, há um controle avançado sobre a

produção de lodo do sistema e conseqüentemente maior viabilidade técnica e ambiental no que se refere a remoção de poluentes e otimização do sistema. Com a variação de ambientes aeróbios e anaeróbios em sistemas biológicos, e imprescindível um controle temporal, pois a biomassa necessitará de fontes orgânicas em diferentes etapas do tratamento das águas residuárias (METCALF & EDDY, 2003; ØDEGAARD, 2006). O propósito do tratamento de esgoto é ajustar suas características indesejáveis de tal maneira que o seu uso ou a sua disposição final possa ocorrer de acordo com as regras e critérios definidos pelos órgãos regulamentadores (HENRIQUE et al, 2010).

Nesse contexto, a presente proposta buscou tratar águas residuárias domésticas e com propósito de remover matéria orgânica e nutrientes, com direcionamento principal em remoção biológica de fósforo, para tanto, foram utilizados sistemas de Reatores em Bateladas Sequencias.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Realizar o tratamento de águas residuárias ricas em compostos orgânicos e fosfatado, utilizando de Reatores de Bateladas Sequenciais com biomassa em suspensão.

2.2 Objetivo Específico

Efetuar teste de remoção biológica de fósforo, determinando concentrações de fosfato, nitrato e matéria orgânica;

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Cenário do Saneamento no Brasil

O alto impacto que as diversas atividades humanas causam sobre o meio ambiente, torna cada vez mais recorrente o debate sobre a temática ambiental. Dentre essas atividades impactantes, destaca-se a degradação dos sistemas aquáticos ocasionada entre outros fatores pelo despejo de esgotos sem tratamento (OLIVEIRA, 2015).

No Brasil e na maioria dos países em desenvolvimento, a maior parte do esgoto bruto (tanto doméstico, industrial como efluentes de sistema de cultivo) é lançado sem tratamento prévio nos cursos d'água. Esses grandes aportes de matéria orgânica, poluentes e nutrientes principalmente o fósforo tem sido relatados como principais responsáveis pela eutrofização de grande variedade de ambientes aquáticos, gerando preocupação crescente com alto grau de poluição em que se encontram hoje os rios e ambientes de água doce (TUNDISI, 2003 citado por ZANINI, 2009).

Esses efluentes, sem o devido tratamento, além da carga orgânica, contem organismos patogênicos e carregam nutrientes como nitrogênio e fósforo. Estes compostos estão presentes naturalmente em níveis baixíssimos nos corpos hídricos, o que acaba limitando o desenvolvimento dos produtores primários, especialmente algas, e mantendo a cadeia trófica equilibrada.

No entanto, a ação antropogênica pode resultar no aporte de maiores quantidades de nutrientes nos corpos hídricos, acelerando dessa maneira o processo de eutrofização e provocando o afloramento de algas. Tal fato implica na redução da atividade fotossintética devido a depleção do oxigênio dissolvido, trazendo impactos negativos aos organismos aeróbios, e aumentando o teor de matéria orgânica no meio (XAVIER, 2017). Por conseguinte, o tratamento de esgotos domésticos é imprescindível para que haja equilíbrio ambiental.

Apesar da importância para a saúde pública que a coleta e o tratamento do esgoto representam, estes serviços ainda são bastante negligenciados em nosso país. Segundo o SNIS 2018, apenas 60,9% da população teve acesso à coleta de esgoto, o que representa milhões de brasileiros sem o serviço. Quanto ao tratamento, a situação é ainda mais crítica. Apenas 46,3% do esgoto do país foi tratado, ou seja, 53,7 % foi lançado no meio ambiente sem qualquer tratamento.

Em Santarém no Oeste do Pará, as condições de esgotamento sanitário são consideradas ainda piores, segundo o Instituto Trata Brasil, 2020, dos 4,19% de esgoto coletado apenas

8,59% foram tratados. Há uma grande expectativa que esse cenário caótico mude em decorrência ao novo Marco Legal do Saneamento Básico, (LEI Nº 14.026/2020), cuja, a meta do governo federal é alcançar a universalização até 2033 no setor, garantindo que 90% da população brasileira tenha acesso ao tratamento e a coleta de esgoto.

3.2 Legislações relacionadas ao lançamento de esgoto em corpos de águas superficiais

No Brasil, a maioria das estações de tratamento de esgoto (ETE) alcança apenas o nível de tratamento secundário, obtendo efluentes com reduzidas concentrações de matéria orgânica e muitas vezes com elevados níveis de nutrientes; persistindo, portanto, a possibilidade do seu lançamento causar danos ambientais.

Os parâmetros e critérios de lançamento de efluentes, visando à minimização dos impactos ambientais desta atividade, é estabelecida por leis e resoluções, com a finalidade de regulamentar e ter respaldo jurídico para cobrança e exigência de que se faça cumprir com o estabelecido pelas normas. No âmbito legal Federal, o CONAMA nº 430/2011, complementa e altera parcialmente a Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005, e define os critérios para o lançamento de efluentes, inclusive para aqueles provenientes de ETE. Na referida resolução é exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total de 20,0 mg/L N como condição de lançamento para efluentes de ETE, no entanto, para fósforo não há condição estabelecida para este parâmetro. Portanto, fica a critério dos órgãos ambientais estaduais estipularem parâmetros e limites de lançamento de nutrientes.

Além disso, segundo a Resolução CONAMA nº 430/2011, o lançamento de efluentes em corpos de água não poderá exceder as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes. Tal enquadramento em classes é definido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 em função dos usos preponderantes da água. No caso de águas doces - classe 2, o limite quanto a concentração de fósforo total é até 0,030 mg·L⁻¹ em ambientes lênticos, e até 0,050 mg·L⁻¹ em ambientes intermediários, sendo levada em conta a concentração após a zona de mistura. Já a concentração de nitrito e nitrato não deve ultrapassar 1,0 e 10,0 mg·N·L⁻¹, respectivamente; e para águas com pH ≤ 7,5, a concentração de nitrogênio amoniacal total não deve ultrapassar 3,7 mg·N·L⁻¹. Portanto, nos casos em que a concentração de nutrientes do efluente não atende aos padrões legais de descarte ou altera a classe do corpo hídrico receptor, é requerido o tratamento terciário, sendo usualmente empregado o sistema de lodos ativados para este fim.

A Lei 9433/97, da Política Nacional dos Recursos Hídricos, em seu Art. 1º fundamenta que a água é um bem de domínio público, e um recurso natural limitado e dotado de valor econômico. Seu Art. 2º define que, entre os objetivos da Lei, esta “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos.

3.3 Caracterização da matéria orgânica de águas residuárias

A concentração e a composição do material orgânico de águas residuárias depende da natureza destas, pode ser quantificada por meio da Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico total (COT) ou pela Demanda Biológica de Oxigênio (DBO). A DBO geralmente é aplicada como parâmetro para identificar todo substrato sensível à oxidação biológica. Em contrapartida, a DQO pode representar tanto matéria orgânica biodegradável quanto a não biodegradável, apenas por método químico, através de um oxidante forte como o dicromato de potássio (APHA, 1998).

Para modelar a remoção do material orgânico no sistema de lodo ativado, torna-se necessário dividir a DQO afluente em diferentes frações, analisando-se o comportamento de cada fração individualmente (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

A matéria orgânica pode ser considerada como sendo parte em solução, correspondente aos sólidos orgânicos dissolvidos (em sua maioria rapidamente biodegradáveis), e parte em suspensão, relativa aos sólidos suspensos no meio líquido (lentamente biodegradáveis). Em termos da matéria carbonácea, adota-se DBO5 ou a DQO como variáveis representativas do substrato (VON SPERLING, 2002).

3.4 Lodos ativados

O lodo de esgoto pode ser definido como um resíduo semissólido, predominantemente orgânico, com teores variáveis de componentes inorgânicos, originado a partir do tratamento de esgotos domiciliares e/ou industriais. As características gerais de um lodo de esgoto variam principalmente com o tipo de esgoto tratado, se domiciliar, industrial ou misto; época do ano; processo de tratamento na estação; estabilização e condicionamento final (GARCÍA-DELGADO et al., 2007).

O sistema de lodos ativados foi criado em 1914 por Arden e Lockett, e ainda hoje é o tratamento biológico mais utilizado mundialmente para tratar esgoto doméstico devido à sua alta eficiência, simplicidade de operação e baixo custo (HREIZ et al., 2015).

Segundo (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999) o lodo ativo é gerado a partir da síntese do material orgânico do afluente. Os microrganismos em um sistema de lodo ativado se compõem de muitas espécies entre as quais bactérias, fungos e protozoários. Para (VON SPERLING, 2002) a comunidade microbiológica utilizada nestes sistemas é bastante vasta, consistindo em vírus, fungos, algas, protozoários e, predominantemente, bactérias, sendo estas últimas as principais responsáveis pelo tratamento do esgoto.

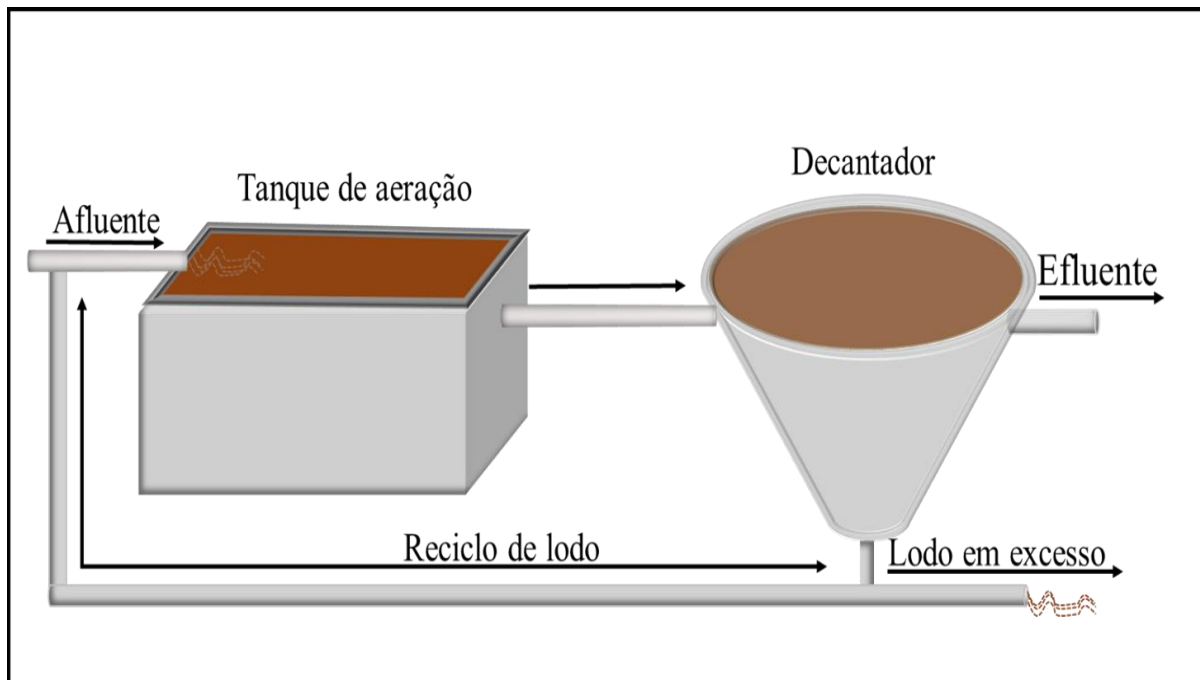
Ao longo do tempo, diversas variações foram desenvolvidas para o sistema de Lodos Ativados. Muito embora, o princípio básico de funcionamento continue o mesmo. Esse sistema pode ser classificado dentre as diversas variações existentes em relação ao tempo de retenção (lodos ativados convencionais e aeração prolongada), ao fluxo (contínuo e descontínuo) e ainda, segundo os objetivos do tratamento (remoção de carbono/nitrogênio/fósforo) (MOTA, 2015).

3.4.1 Sistemas de lodos ativados convencionais

Em um sistema de lodos ativados operando em fluxo contínuo, o processo consiste de tanques aerados em que aglomerados de microrganismos em formato de flocos permanecem em suspensão, a manutenção da biomassa ativa no sistema se dá pela recirculação do lodo sedimentado no decantador secundário para reator aeróbio (ou anóxico, dependendo do fim para que foi projetado), assegurando uma alta concentração de microrganismos no sistema.

Neste sistema, pelo menos duas unidades básicas estão presentes: o reator aeróbio e o decantador secundário (Figura 1). No primeiro tanque, descrito como tanque de aeração, há uma mistura de lodo e afluente para a metabolização das substâncias biodegradáveis. A aeração tem como objetivo fornecer oxigênio ao sistema para que seja possível as reações de oxidação ocorrerem e manter o lodo em suspensão (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999). De acordo com (BASSIN & DEZOTTI, 2008), a concentração de oxigênio dissolvido comumente usada se encontra na faixa de 1,5 a 2,0 mg/L, que pode ser obtida com um sistema de ar comprimido acoplado ao fundo do tanque. A figura 1 ilustra o esquema simplificado de um sistema de lodo ativado.

Figura 1- Ilustração das principais etapas envolvidas no processo convencional de lodos ativados.



Fonte: adaptado de (ALVES, 2016)

O segundo tanque, descrito como decantador, tem como objetivo a separação do sobrenadante tratado e da biomassa, sendo assim, não há nenhum tipo de aerção presente para uma separação efetiva. Os decantadores operam em regime contínuo, descarregando o efluente tratado nos corpos hídricos ou seguir para um tratamento terciário, enquanto parte do lodo concentrado no fundo do decantador retorna ao tanque de aerção para manter a concentração microbiana alta no sistema e o excesso é direcionado a digestão anaeróbia para descarte final apropriado (ALVES, 2016).

Devido à eficiência deste tipo de sistema, o tempo de detenção hidráulica (TDH) é baixo, medido em horas e, por isso, a implantação do sistema de lodo ativado não exigem grandes áreas (VON SPERLING, 2002). O tempo de retenção celular (TRC), ou idade do lodo, é um dos fatores principais que influenciam na sedimentabilidade do lodo, pois interfere diretamente na qualidade do efluente final devido a probabilidade de partículas sólidas permanecerem no sobrenadante e a parte da biomassa que retorna ao tanque de aerção não ter a concentração microbiana adequada para o processo (SANT'ANNA JR., 2010).

3.4.2 Sistemas de lodos ativados em Reatores de bateladas sequenciais (RBS)

Visando a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), o sistema de Lodos Ativados (LA) é considerado um dos mais eficientes (HENRIQUE et al., 2014). Uma das variantes desse

sistema (LA) é o Reator em Bateladas Sequenciais (RBS), o qual apresenta capacidade de remoção e nutrientes dos esgotos domésticos em quantidade similar ao modelo convencional. Sua funcionalidade se difere na flexibilidade que apresenta quanto à adaptação para situações específicas, alterando seus ciclos e seu funcionamento. Dentre suas vantagens, além da adaptabilidade, está o atendimento dos níveis de eficiência de tratamento com consumo inferior de energia (THANS, 2008). O RBS, que possui em sua configuração biomassa suspensa, apresenta melhor desempenho na remoção de DBO que o sistema convencional (VENKATAMOHAN et al.; 2005).

A remoção combinada de carbono e de nutrientes é realizada de acordo com as condições estabelecidas para as fases (aeróbias/anóxicas) dos ciclos (ARTAN et al., 2001). A recirculação do lodo não se faz necessária, uma vez que a biomassa permanece por todo o tempo dentro do reator, à exceção da parcela descartada. O tratamento de águas residuárias em RBS tem despertado grande interesse, devido às pequenas áreas ocupadas pelas unidades de tratamento, redução de custos em relação aos processos contínuos e possibilidade de remoção conjunta de matéria carbonácea e dos nutrientes fósforo e nitrogênio (SHEKER et al., 1993; LEE et al., 1997; MORGENROTH e WILDERER, 1998; VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998; MOREIRA et al., 2002).

3.4.3 Funcionamento do RBS

Para que os processos biológicos ocorram com eficiência, têm-se aprimorado as ETE's (estação de tratamento de esgoto) para realizem conjuntamente à remoção de carbono e nutrientes numa mesma unidade operacional. Uma das soluções adotadas é a utilização de um único tanque, chamado reator de bateladas sequenciais (RBS), que atua em fases (figura 2) como um reator biológico e um decantador, funciona em ciclos compreendendo as seguintes fases: enchimento, reação, sedimentação, descarte e repouso, conforme elencado mais detalhadamente abaixo:

Fase de enchimento: se caracteriza pela alimentação do reator, tornando o substrato disponível para a atividade da biomassa bacteriana. Nesta fase os aeradores podem permanecer desligados ou podem estar ligados em determinado período de tempo (JORDÃO; PESSOA, 2011). O tempo de enchimento pode ser controlado através de temporizadores ou por válvulas de boia até ser atingido um volume pré-determinado. Há três formas de alimentação do RBS: enchimento estático, enchimento com mistura e enchimento com reação, dependendo dos objetivos operacionais que se queiram atingir.

O enchimento estático envolve a introdução de esgoto sem mistura ou aeração, sendo mais comum em estações que objetivam a remoção de nutrientes. Nestas aplicações, o enchimento estático é acompanhado de um enchimento com mistura, de forma que os microorganismos estejam expostos a uma quantidade suficiente de substrato, ao passo que mantém condições anóxicas ou anaeróbias. Já no enchimento com reação, tanto a mistura quanto a aeração são efetuados (VON SPERLING, 2002).

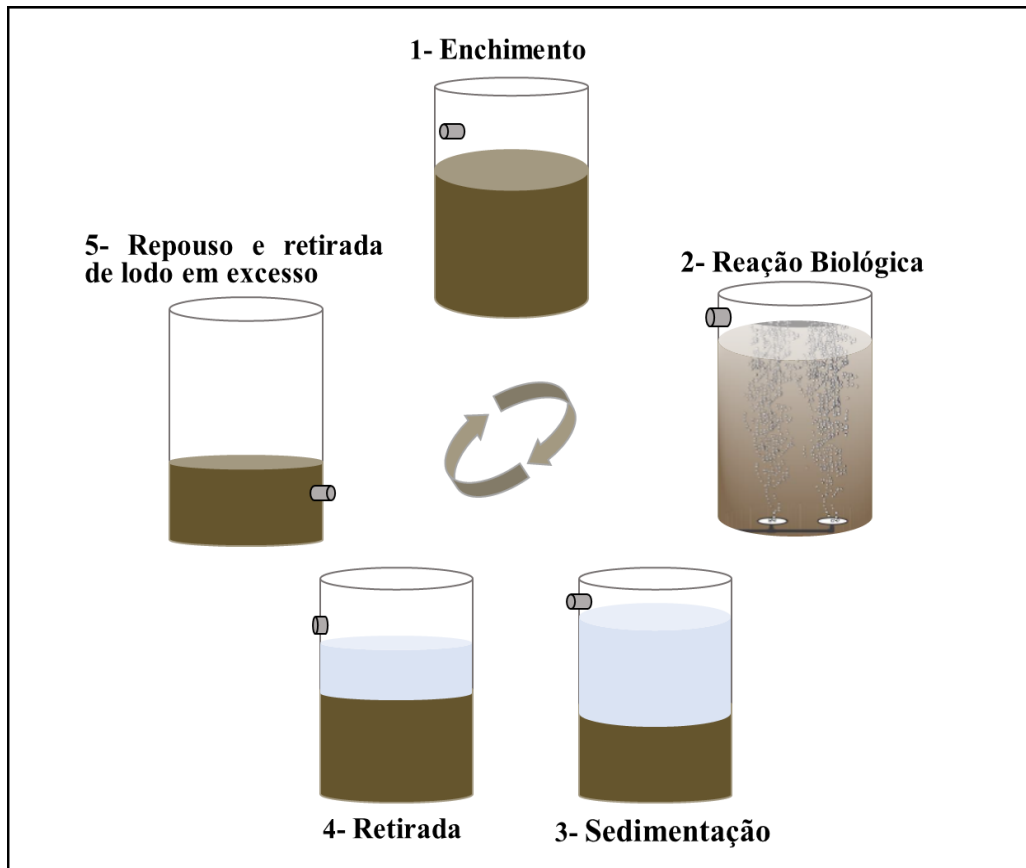
Fase de reação: após atingir o volume de trabalho, inicia-se a fase de reação, que pode ser realizada com mistura do lodo, aeração ou ambos, conforme o tipo de tratamento almejado. Durante o período de reação, a biomassa consome o substrato em condições controladas, que pode ser apenas aeração ou aeração cíclica e mistura, para possibilitar a nitrificação e desnitrificação visando remoção de nitrogênio (METCALF; EDDY, 2016), e também a absorção de ortofosfatos pelas bactérias removedoras de fósforo (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A reação somente com mistura pode resultar em desnitrificação, caso haja a presença de nitratos e matéria orgânica no reator ou na liberação de fósforo, na ausência de nitrato.

Fase de sedimentação: esta etapa se inicia após a aeração e mistura serem desligadas. O reator é mantido em repouso para possibilitar a separação sólido/líquido, resultando em um sobrenadante clarificado, o qual poderá ser descartado do reator como efluente tratado na fase de descarga (METCALF; EDDY, 2016).

Fase de descarga: durante esta fase ocorre o esvaziamento do reator com a retirada do sobrenadante, sendo comumente utilizados vertedores flutuantes ou ajustáveis para esta finalidade. A descarga do efluente não é completa, restando a manta de lodo no fundo do reator e sendo mantida uma pequena altura de proteção do clarificado acima da manta de lodo, também conhecida por altura de transição (JORDÃO; PESSOA, 2011).

Fase de repouso (opcional): é utilizada para manutenções no sistema, alterações no ciclo ou retiradas do excesso de lodo. Dentre as vantagens do RBS, podem ser citadas (i) a sedimentação completa quiescente da biomassa que implica em melhores remoções de sólidos suspensos, (ii) baixos requerimentos por área já que dispensa o uso de decantador secundário, (iii) não necessidade de mão de obra para operação dos reatores, uma vez que o sistema é automatizado, dentre outras.

Figura 2- Apresenta as etapas típicas de um ciclo de RBS.



Fonte: adaptado de (DE KREUK, 2006)

3.5 Remoção Biológica de Nitrogênio

A remoção biológica de nutrientes vem ganhando nos últimos anos bastante atenção por parte dos projetistas de sistemas de lodos ativados. Em especial nitrogênio e fósforo, o tópico tem sido muito discutido em encontros científicos internacionalmente, com grande avanço sendo alcançados no sentido de maior compreensão do fenômeno e de sua modelagem matemática (VON SPERLING, 2002).

A transformação do nitrogênio total kjeldahl (NTK), produzindo amônia, pode ocorrer tanto em ambiente anaeróbio quanto aeróbio. A matéria orgânica biodegradável nitrogenada, advinda da ureia ou de proteínas, pode ser dividida em amônia, nitrogênio orgânico particulado. A hidrólise do nitrogênio orgânico particulado e do material orgânico, lentamente biodegradável, ocorre simultaneamente.

Além disso, após a conversão da matéria orgânica carbonácea, ocorre a oxidação da matéria orgânica nitrogenada, convertendo a amônia ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) em nitritos ($\text{NO}_2^- - \text{N}$) e nitratos ($\text{NO}_3^- - \text{N}$). Este processo aeróbio denominado de nitrificação, é efetuado por bactérias

(nitrossomonas/ nitrobacter) que se utilizam do gás carbônico como principal fonte de carbono. Nesta etapa ocorre tão somente a conversão da amônia a nitrito e nitrato, mas não há a remoção do nitrogênio do meio líquido. A remoção deste nutriente ocorre via reação de desnitrificação, por meio da redução do nitrato a nitrogênio gasoso (N_2 – gás), em condições anóxicas, com reduzida disponibilidade de oxigênio dissolvido. Em termos gerais o processo de desnitrificação poderá ocorrer mediante consumo do carbono presente no afluente (pré-desnitrificação), ou, mediante utilização de carbono proveniente da biomassa ativa, quando predomina a respiração endógena (pós-desnitrificação) (VON SPERLING, 2002b, 2014; METCALF; EDDY, 2016; NUNES, 2011; PEIRANO, 2017).

O processo de desnitrificação contribui para mitigar o problema de eutrofização nos corpos d'água receptores. Esse processo se deve, principalmente, à atuação de bactérias quimiorganotróficas, fototróficas e de alguns fungos. De forma geral, para (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999), a desnitrificação é precedida pela nitrificação, que é um processo realizado comumente por organismos autotróficos nitrificantes. Em regiões de clima tropical, a nitrificação, mesmo que não tenha sido prevista em projeto, quase sempre acontece. Por esse motivo, a desnitrificação deve estar inserida no projeto original de dimensionamento para que problemas operacionais graves não ocorram, como por exemplo, a flotação do lodo no decantador secundário devido à liberação de nitrogênio gasoso.

3.6 Remoção biológica de fósforo

O fósforo no esgoto doméstico se apresenta predominantemente na forma de fosfatos ou ligado a certos aminoácidos, denominado, neste último caso, fósforo orgânico. No sistema de lodo ativado há mineralização de quase todo o fósforo orgânico e, conseqüentemente, o fosfato predomina no efluente se não houver perdas excessivas de sólidos no sistema. A presença de fosfato na água causa a eutrofização, o que reduz a qualidade da água bem como suas possibilidades de uso.

A remoção de fósforo por via biológica ocorre quando micro-organismos específicos fósforo-acumuladores (*Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Aerobacter*, α - e β -proteobactérias, por exemplo) assimilam fósforo, o qual entra na composição de várias macromoléculas no interior das células, sendo armazenado como poli fosfato (WU *et al.*, 2009).

As técnicas de remoção biológica de fósforo estão baseadas na capacidade de algumas bactérias heterotróficas presentes na biomassa ativa dos lodos ativados, acumularem dentro da

célula, fosfato solubilizado na forma de poli fosfatos, isto se houverem condições favoráveis para seu metabolismo e crescimento (WANG, 2008; HENRIQUE et al., 2010).

A remoção de fósforo ocorre quando existe o consórcio de uma zona anaeróbia seguida de uma zona aeróbia-anóxica no sistema de tratamento de efluentes. A zona anaeróbia é considerada um seletor biológico que favorece o desenvolvimento de bactérias denominadas organismos acumuladores de fósforo (OAFs), sobre o crescimento de outras bactérias, decorrente de sua capacidade de transportar e consumir a DQO rapidamente biodegradável (DQOrb), transformada em ácidos graxos voláteis (ácido acético e propiônico), e “utilizando a energia disponível estocada em polifosfatos, os OAFs assimilam o acetato e produzem produtos estocados intracelulares de poli- β -hidroxialcanoato (PHA)”, sendo que simultaneamente ocorre a liberação de ortofosfato (O-PO₄). Depois disto, na zona aeróbia-anóxica ocorre a metabolização do PHA gerando energia oriunda da oxidação e carbono para novo crescimento celular, crescimento este responsável pela remoção do ortofosfato solúvel, incorporado na forma de polifosfatos, formados internamente nas células microbianas. Assim, a remoção de fósforo somente será finalizada mediante o descarte do excesso de lodo biológico, removido no decantador secundário (METCALF; EDDY, 2016; VON SPERLING, 2002b).

3.7 A influência de NO₂⁻ e NO₃⁻ durante a remoção de P

Geralmente, o esgoto doméstico não dispõe de matéria orgânica biodegradável solúvel suficiente para que se desenvolvam os processos de desnitrificação e de remoção de fósforo, com isso, a competição por alimento entre estes grupos de bactérias pode comprometer a eficiência do tratamento. Estes organismos acumuladores de fósforo e desnitrificantes (OAFD) são bactérias especiais capazes de utilizar o oxigênio dissolvido ou combinado, como aceptor de elétrons, presente no meio para oxidar o PHB e capturar o ortofosfato para dentro de suas células (transformando-o novamente em polifosfato), ao mesmo tempo que reduz o nitrato a nitrogênio molecular.

A aplicação de uma fase anóxica pode trazer vantagens, como utilização do nitrato pelos OAF's para oxidação do material carbonáceo, ao mesmo tempo em que reduz o nitrito a nitrogênio gasoso e reduz a produção de lodo e o tempo de aeração (ZHOU, ZHANG e FENG, 2010). Menor quantidade de fósforo capturada na fase anóxica, quando comparada a fase aeróbia, pode-se considerar como desvantagem, pois o nitrato é menos reativo durante o processo de oxidação de matéria orgânica do que o oxigênio dissolvido. Na fase anóxica, os organismos degradam menor concentração de matéria orgânica, com isso, a quantidade de

energia produzida para a captura do fósforo, pela biomassa, também será menor (OEHMEN et al., 2007).

Alguns autores indicam como a presença de nitrito pode ser benéfica durante a desfosfatação. (ZHANG, HUANG e HUA, 2010) observaram que a concentração de nitrito a 2mg N/L, na fase anaeróbia, ocorre satisfatória liberação de fósforo, devido a baixa competição por alimento entre os OAF e os organismos desnitrificantes, a melhor faixa de pH, verificada tanto na fase anaeróbia quanto aeróbia para remoção de fósforo, se apresentou com valores entre 7,0 e 8,0 unidades de pH.

3.8 Parâmetros relevantes nos processos de tratamentos biológicos

A disponibilidade de material biodegradável e solúvel, juntamente com a configuração do reator, pode permitir que ocorra eficiência na remoção simultânea de fósforo e nitrogênio em um mesmo reator RBS (VON SPERLING, 2002). No entanto, o controle de alguns parâmetros é essencial para permitir a manutenção de condições ideais, de acordo com o tipo de tratamento determinado.

TRC e TDH: Há que se considerar que um sistema de lodos ativados possui decantação e retorno do lodo gerado, sendo que estes sólidos permanecem mais tempo no sistema que o efluente líquido tratado. Isto especialmente porque a quantidade de dias que o lodo permanecerá no reator será determinado mediante conceituação de projeto e respectiva operação, visando obter uma determinada eficiência depurativa. A idade do lodo é determinada pela relação da massa de sólidos no sistema (m) e a massa de sólidos produzida por unidade de tempo (mp) (equação 1).

$$\theta = \frac{m}{mp} \quad \text{Equação 1}$$

Sob esta ótica, e considerando que o sistema de lodos ativados é extremamente dinâmico em termos de condições de operação, o tempo de retenção celular pode variar de poucos dias, nos sistemas em que não se pretende nitrificar o efluente, podendo chegar a 40 dias, obtendo-se com isto a nitrificação plena do efluente. Além disso, as heterotróficas removedoras de fósforo se desenvolvem com excelência em TRC inferior a 3 dias, de maneira que seja possível um descarte apropriado de lodo biológico rico em fósforo, de sorte a favorecer sua remoção no efluente (VON SPERLING, 2002b; PEIRANO, 2017; METCALF; EDDY, 2016).

pH e Alcalinidade: O pH é um fator relevante durante o processo de nitrificação, cada molécula de amônia oxidada libera dois prótons de hidrogênio, com isso, o meio tende a consumir alcalinidade. A variação do pH geralmente indica o estágio da reação biológica. Monitorar o pH para a remoção de nutrientes nos sistemas RBS é uma boa maneira de otimizar o tratamento (ANDREOTTOLA et al., 2001). (METCALF & EDDY, 2003) sugerem que a temperatura e pH tem influência importante na remoção biológica de fósforo, posto que a sobrevivência e reprodução das bactérias são controladas por tais funções. Ainda que possuam a capacidade de resistir a intervalos amplo de pH e temperatura, o crescimento ótimo acontece em intervalo reduzido de tais parâmetros, sendo normalmente entre 6,5 e 7,5 para (METCALF & EDDY, 2003) e entre 7,5 e 8,0 para (VON SPERLING, 2002).

AGV: a liberação de ortofosfato para a fase líquida é proporcional ao consumo de ácido graxos voláteis pelos OAF's, assim a quebra da molécula de polifosfato é favorecida quando houver disponibilidade suficiente de matéria orgânica rapidamente solúvel.

OD: No caso específico do processo de remoção biológica de nutrientes a concentração ótima de OD se encontra na faixa de 1,5 a 2,0mg O₂/L (METCALF & EDDY, 2003). Nas condições estacionárias, quanto maior a concentração de oxigênio dissolvido mantido no reator, menor será a taxa de transferência de oxigênio. Em sistemas biológicos em que se objetiva a nitrificação, tendem a demandar quantidades grandes de oxigênio dissolvido, uma vez que é concomitantemente usufruído por organismos autótrofos nitrificantes.

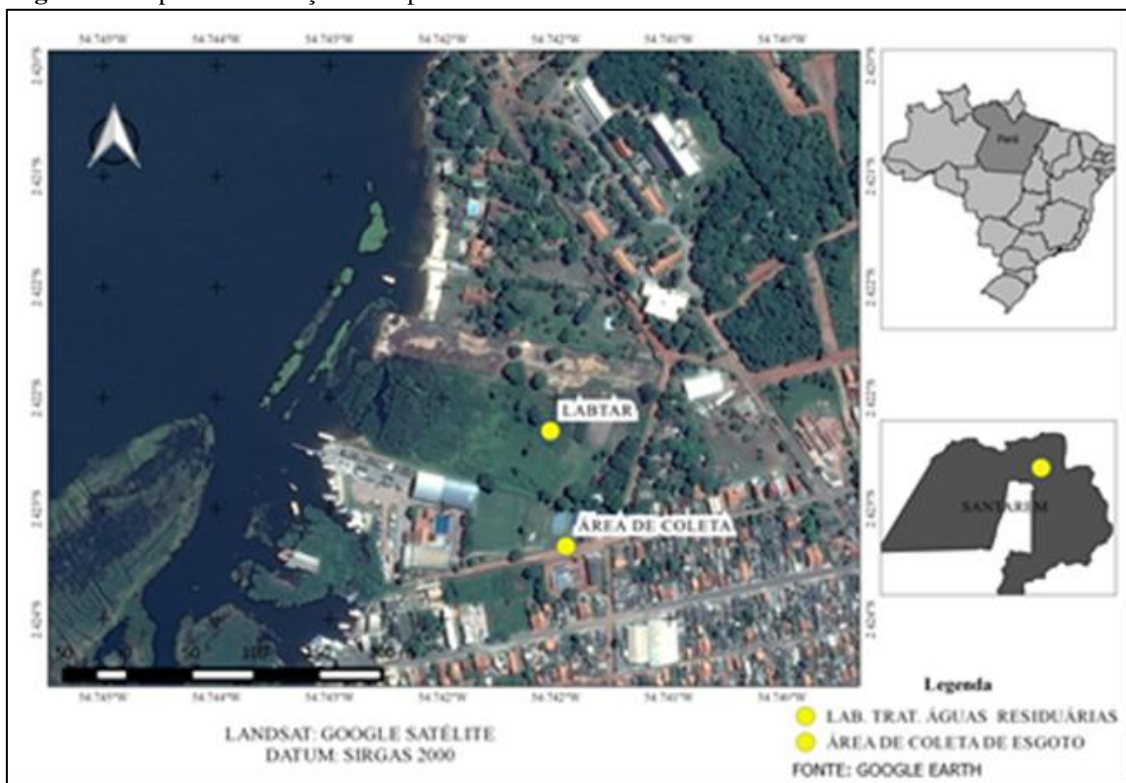
Temperatura: Um importante fator ambiental do processo de tratamento biológico de águas residuárias é a temperatura. Este parâmetro não influencia apenas as atividades metabólicas da população microbiana, mas também tem um profundo efeito em tais fatores como as taxas de transferência de gás e as características de sedimentação dos sólidos biológicos (METCALF & EDDY, 2003). As taxas de reação biológica aumentam com o aumento da temperatura até que uma temperatura ideal é alcançada; acima da temperatura ideal, desnaturam-se proteínas enzimáticas e as taxas diminuem (GUO et al. 2013). A faixa de temperatura para cultura de Nitrosomonas está entre 30 e 36°C, com crescimento ótimo em 35°C. Para a cultura de Nitrobacter a temperatura varia de 8 a 28°C, com crescimento ótimo em 28°C (NOCKO, 2008). A temperatura afeta o crescimento microbiano e a taxa de eliminação do NO₃⁻.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização do experimento

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias – LabTAR (Figura 3), pertencente ao curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, localizado em área pertencente à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) Unidade Tapajós, no município de Santarém – PA.

Figura 3- Mapa de localização do experimento e coleta de efluentes.



Fonte: Autor, 2019.

4.2 Descrição do Sistema experimental

Foi construído e monitorado durante o período de estudo um sistema experimental composto por um reator biológico aeróbio (RBS), tratando águas residuárias domésticas e operado em bateladas sequenciais, com vazão intermitente (Figura4). Para o sistema de aeração foi instalado um nebulizador ligado a uma pedra porosa na parte inferior do reator, o misturador utilizado foi de baixa rotação, motor adaptado de marca BOSH de 12W de potência.

O esgoto que alimentou o sistema foi succionado por bomba dosadora eletrônica V10/4, o lodo de excesso e o efluente tratado eram descartados através de válvulas solenoides. O sistema funcionou com dispositivos de automação, controlados por temporizadores digitais do tipo industrial.

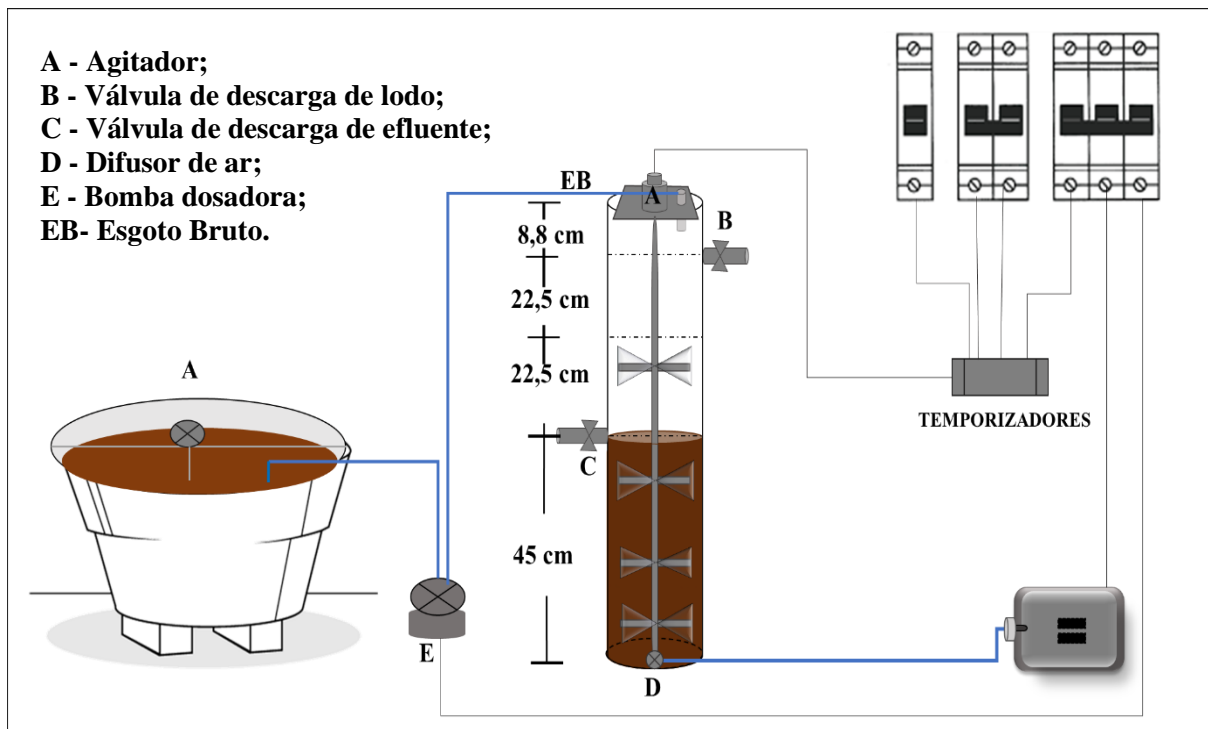
Figura 4- Sistema Operacional



Fonte: Autor, 2021.

O sistema de tratamento foi projetado e construído em material acrílico em forma cilíndrica, com altura total de 98,8 cm e diâmetro de 10 cm, volume útil 5,853 litros, trabalhando com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) 1,43 dias e Tempo de Retenção Celular (TRC) 3 dias, intercalando fases anaeróbias e aeróbias com baixa concentração de oxigênio dissolvido ($0,5$ a $1,2 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$). A caracterização geral de funcionamento está apresentada na Figura 5.

Figura 5- Descrição geral do funcionamento do sistema operacional



Fonte: Autor, 2021.

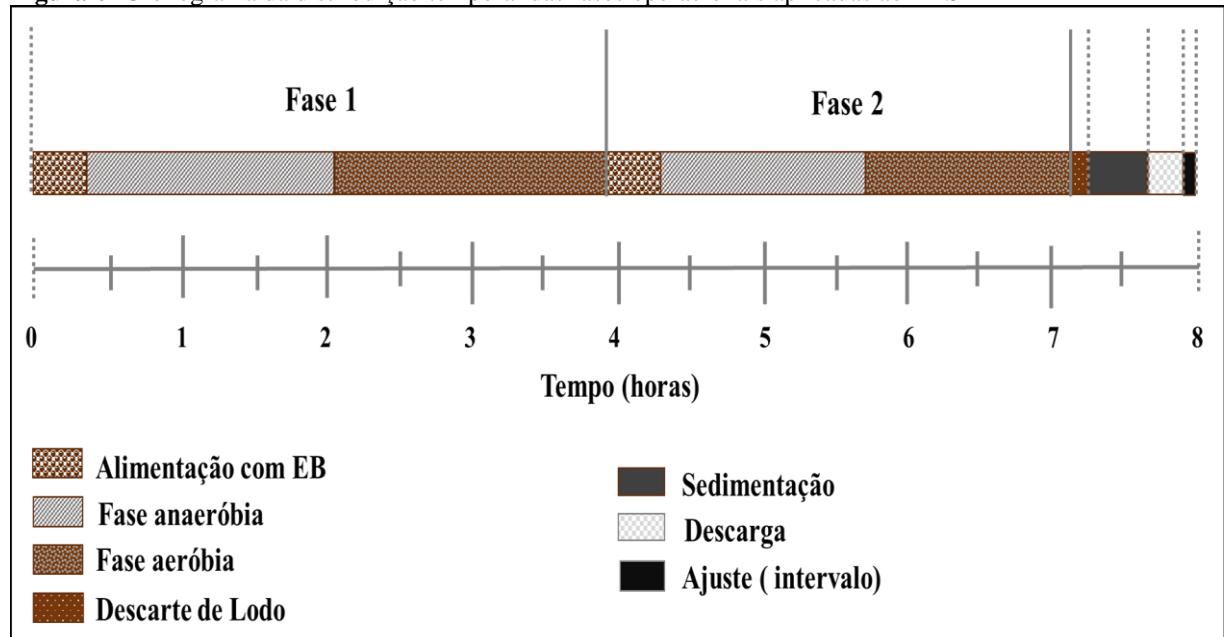
4.3 Coleta do Material

O esgoto afluente ao sistema era proveniente das redes públicas disponíveis na cidade de Santarém e de efluentes líquidos advindos da produção de farinha de mandioca da região, como fonte de enriquecimento de matéria orgânica e nutrientes. Devido a acidez da manipueira e da água de puba e por ser um sistema de lodos ativados que se faz necessário o pH mais neutro para facilitar o processo de nitrificação e desnitrificação, foram realizadas misturas afluentes para a alimentação do sistema biológico de tratamento utilizando 1% de manipueira, 3% de puba e 96% de esgoto doméstico. A coleta foi realizada de forma manual em recipientes plásticos de 50L e encaminhados a um reservatório de 500L, o qual possuía um sistema de homogeneização da massa líquida. Através de uma bomba dosadora eletrônica V10/4 controlada por equipamento programado por circuito eletrônico (temporizador) o sistema foi alimentado com vazão de 97ml/min.

4.4 Programação de Alimentação do Sistema Experimental

O sistema experimental foi programado para funcionar com vazão intermitente. Portanto, todos os processos como alimentação/descarga, fase anaeróbia e fase aeróbia, foram controlados por temporizadores do tipo industrial (figura 5).

Figura 6- Cronograma da distribuição temporal das fases operacionais aplicadas ao RBS



Fonte: Autor, 2021.

O tempo de cada ciclo teve duração de 8 horas, intercalando entre o período de alimentação, fase de aeração e digestão anaeróbia, conforme descritos as primeiras 8 h de atividade durante o dia.

4.4.1 Ciclos operacionais do Sistema

A alimentação tinha duração de 15 minutos simultaneamente a mistura que por sua vez tinha duração de 1h e 40 minutos em cada etapa de operação totalizando 2h e 20 minutos por ciclo de 8 horas. As etapas com aeração eram simultâneas as etapas com misturas com duração de 1h e 55 minutos em cada fase. O descarte de lodo tinha duração de 1 minuto durante o minuto final da aeração e mistura. Da mesma forma, sedimentação/repouso ocorria durante 15 minutos e depois o descarte de efluentes finalizando o ciclo Tabela 1.

Tabela 1- Ciclos operacionais do sistema

ETAPAS	TEMPO	FASE
1ª Alimentação – 50 % (1,46 L)	15 minutos	M e S/A
Etapa sem aeração	1h 40 minutos	M e S/A
Etapa com aeração	1h 55 minutos	M e A
2ª Alimentação – 50 % (1,46 L)	15 minutos	M e S/A
Etapa sem aeração	1h 40 minutos	M e S/A
Etapa com aeração	1h 55 minutos	M e A
Descarte de Lodo- (0,650 L)	1 minuto	M e A
Sedimentação	15 minutos	S/M e S/A
Descarga	3 minutos	S/M e S/A
Tempo total do ciclo	8 horas	

M= reação com mistura; A= reação com aeração; S/M= reação sem mistura; S/A reação sem aeração.

Fonte: Autor, 2021.

4.4.2. Cada ciclo foi constituído das seguintes etapas:

Alimentação: cada ciclo recebia duas alimentações de 1,46 L, com duração de 15 minutos, totalizando 2,92 L e 30 minutos de alimentação por ciclo. O objetivo de se ter duas alimentações no reator foi obter uma menor concentração de nitrato ao final da fase aerada, para que a desnitrificação se completasse na fase anóxica;

Etapa sem aeração: em cada ciclo aplicou-se duas fases anaeróbias de igual período. O reator foi alimentado durante os 15 primeiros minutos da fase anaeróbia, assim, o período sem aeração foi de 1h e 55 minutos. Nessa etapa ocorre a remoção de material carbonáceo, liberação do fosfato para a fase líquida e transformação do nitrato a nitrogênio gasoso;

Etapa com aeração: em cada ciclo funcionou duas fases com aeração de igual período, cada uma de 1h e 55 minutos. A presença de oxigênio no sistema favoreceu o processo de nitrificação, remoção de matéria orgânica e assimilação do fosfato pelo lodo;

Agitação: cada ciclo foi homogeneizado por 7h e 41 minutos, iniciando na primeira alimentação e com término no final da segunda fase com aeração;

Descarte de lodo: o descarte de lodo dava-se quase no final de cada ciclo quando a agitação e aeração estavam ativas, isso garantia a homogeneização do licor misto e tinha duração de 3 minutos.

Sedimentação: com duração de 15 minutos em cada ciclo. Durante esse período houve separação entre a fase sólida e a líquida, em que o líquido clarificado decantou;

Descarte do efluente: essa fase durou 15 minutos, em que o líquido tratado foi removido do sistema, com isso, deu-se início a um novo ciclo.

Na Tabela 2 estão indicadas as condições operacionais do reator. O sistema foi operado em bateladas com 3 ciclos diários com duração de 8 horas cada ciclo.

Tabela 2- Parâmetros operacionais relevantes do sistema estudado.

Parâmetros	Reator (RBS)
TRC (dias)	3
Batelada (dia^{-1})	3
Volume útil (L)	5,85
Volume de esgoto tratado ($\text{L} \cdot \text{dia}^{-1}$)	6,81
Descarte de lodo ($\text{L} \cdot \text{dia}^{-1}$)	1,95
TDH	1,43
Tempo de Operação (dias)	60

TRC= Tempo de retenção celular; TDH= Tempo de detenção hidráulica.

Fonte: Autor, 2021.

4.5 Análise dos dados

Para as determinações e monitoramento dos parâmetros físicos e químicos, conforme objetivos propostos, as determinações analíticas efetuadas seguiram as recomendações preconizadas pelo APHA (2012). No entanto, ácidos voláteis e alcalinidade foram determinados com base no método KAPP descrito por Buchauer (1998) (Tabela 3).

Os dados obtidos após as análises dos parâmetros, foram tabulados com auxílio da ferramenta Software Excel 2016 (Microsoft office) e gráficos constituídos com auxílio do programa estatístico computacional PAST.

Tabela 3 - Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho dos reatores.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
*DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA (2012)
pH	Potenciométrico	4500 / APHA (2012)
Temperatura (°C)	-	2550 / APHA. (2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Kapp	BUCHAUER (1998)
AGV (mgH _{Ac} .L ⁻¹)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ . L ⁻¹)	Salicilato de Sódio	RODIER <i>et al.</i> (1975)
Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	Colorimétrico Diazotização	4500-NO2 B. / APHA. (2012)
Amônia (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NH3 / APHA (2012)
Fósforo e Frações (mg.L ⁻¹)	Ácido Ascórbico	4500-P E./ APHA (2012)
*SST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 D. / APHA (2012)
*SSV (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 E. / APHA (2012)

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixos; AGV – Ácidos graxos voláteis.

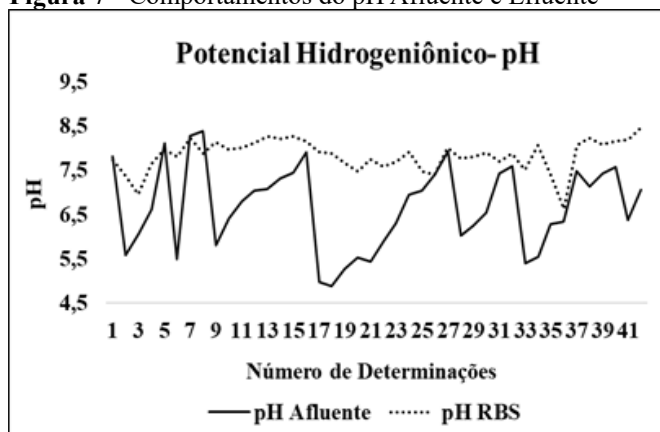
Fonte: Autor, 2021.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Serão apresentados e discutidos os dados dos principais parâmetros, físicos e químicos referentes ao período de monitoramento do sistema experimental operado em reator de bateladas sequenciais, tratando esgoto doméstico.

5.1 Potencial Hidrogeniônico- pH

Na (Figura 7), estão indicados os valores de pH e (Figura 8), 0 valores de Temperatura obtidos durante o período de monitoramento do afluente e efluente.

Figura 7 - Comportamentos do pH Afluente e Efluente

Fonte: Autor, 2021.

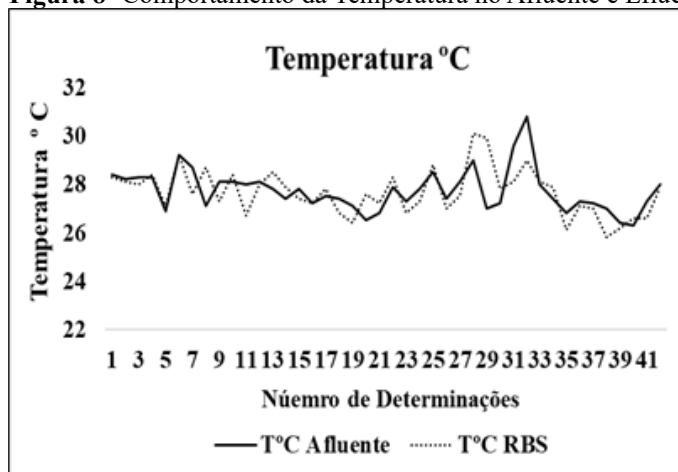
Observa-se que os valores de pH no afluente variam dentro de 4,88 a 8,38 com média de 6,66, que indicou valor médio de pH não compatível às exigências do processo de nitrificação, as faixas consideradas satisfatórias para que ocorra os processos biológicos de remoção de nitrogênio como nitrificação e desnitrificação variam de 7,0 a 8,0 unidades de pH (VON SPERLING, 2005). No entanto, o pH também é um fator importância no crescimento bacteriano. A maior parte das bactérias não suporta valores de pH acima de 9,5 e abaixo de 4,0, sendo que o ótimo se situa em torno da neutralidade (6,5 a 7,5) (METCALF; EDDY,1991).

O pH mais ácido é decorrente da adição de manipueira e água de puba no início do ciclo de operação. A manipueira possui baixos valores de pH, as quais foram encontrados nos estudos de (CHISTÉ e COHEN, 2011) após extração da manipueira providas do Estado do Pará em torno de 6,3, que no processo de fermentação durante 24h, 48h e 72h apresentaram variação em torno de 6,2, 4,0 e 3,6, respectivamente. Em relação a água de puba os valores obtidos por (AVANCINI, 2007) variaram de 3,0 a 3,7. O pH é um fator importante nas atividades enzimáticas e que influencia no aumento do teor de acidez durante o processo de farinha.

O efluente apresentou média de 7,84 unidades de pH, considerados ideais para o processo de nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo. (SILVA FILHO, 2009) afirmou que a atividade metabólica das bactérias nitrificantes aumentou quando estas foram submetidas a um pH entre 7,0 e 8,0, conservando em parte essa maior atividade mesmo quando estabelecido o pH neutro.

No afluente as temperaturas variaram de 26,3 a 30,8°C com média de 27,74°C e no efluente ficaram entre 25,8 e 30,1°C com média de 27,68°C (Figura 8). Valores compatíveis com a temperatura ótima de atuação para bactérias nitrificantes (entre 25-30°C) (METCALF; EDDY, 2003).

Figura 8- Comportamento da Temperatura no Afluente e Efluente.

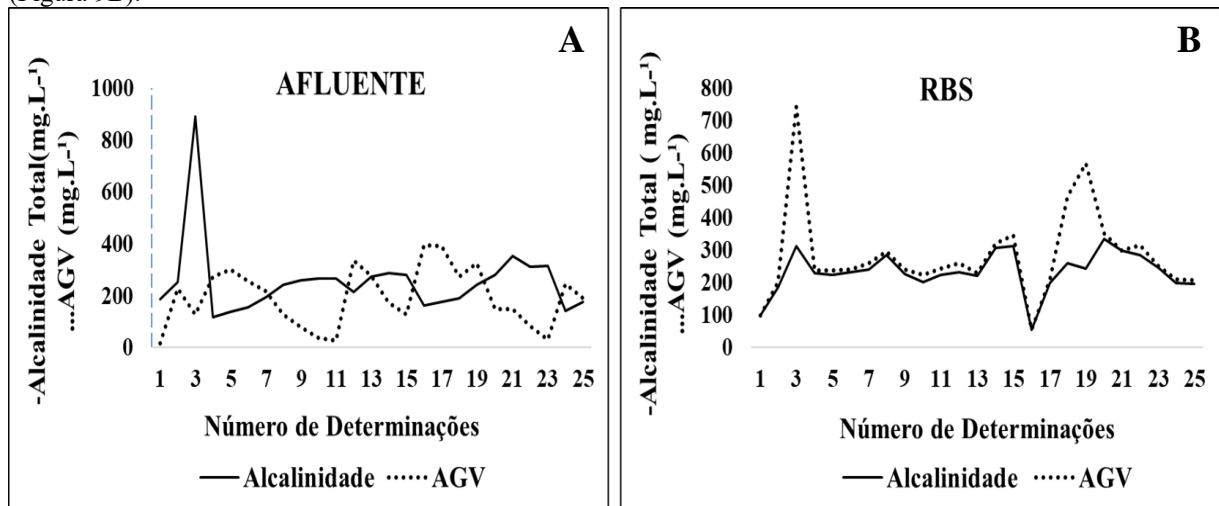


Fonte: Autor, 2021.

5.2 Alcalinidade e AGV

Na (Figura 9), estão apresentados os resultados do comportamento da alcalinidade total e dos Ácidos Graxos Voláteis obtidos durante o monitoramento do sistema experimental.

Figura 9. Comportamento da Alcalinidade Total e Ácidos Graxos Voláteis no Afluente (Figura 9A) e Efluente (Figura 9B).



Fonte: Autor, 2021

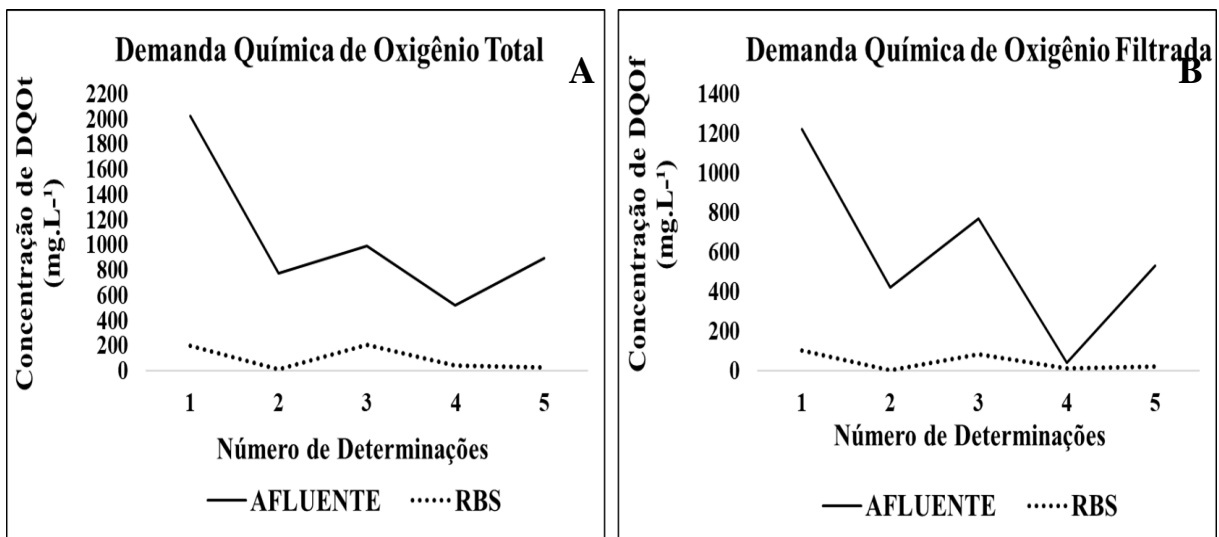
Com relação aos resultados obtidos para o parâmetro de Alcalinidade Total, os valores das concentrações médias encontradas para afluente foram 254,66 ppmCaCO₃ e 234,15 ppmCaCO₃ para efluente indicando boa distribuição normal dos dados. (VAN HANDEL E MARAIS, 1999) afirmaram que para concentrações de alcalinidade total acima de 35 ppmCaCO₃ o pH não varia consideravelmente. No entanto, para alcalinidades abaixo dessa concentração há variações do pH com a alcalinidade podendo acarretar prejuízos à estação de tratamento de esgoto caso esse pH atinja valores extremos danificando a massa biológica responsável pelo tratamento.

A (Figura 9B) mostra o comportamento dos valores de Ácidos Graxos Voláteis encontrados durante a fase experimental. Observa-se que os valores de AGV no afluente apresentou grande variação de concentração nas amostras analisadas, sendo o valor médio de 193,41 mgHAc.L⁻¹ e para o efluente a concentração média foi de 50,70 mgHAc.L⁻¹. Indicando que os processos de desnitrificação e liberação/absorção de fósforo são acompanhados por um apreciável consumo de matéria orgânica na forma de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular (AGV).

5.3 Remoção de Matéria Orgânica (DQO total e DQO filtrada)

Estão apresentados na (Figura 10) os resultados do comportamento da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Química de Oxigênio Filtrada (DQOf), obtidos durante o monitoramento do sistema experimental.

Figura 10 - Comportamento da DQO Total do Afluente e RBS (Figura 10A) e DQOf (Figura 10B) do Afluente e RBS.



Fonte: Autor, 2021.

Os valores das concentrações média de DQO total no afluente foram de 1040,4 mgO₂/L, e no efluente a concentração média foi de 96,6 mgO₂/L, pode-se observar que a matéria orgânica foi removida satisfatoriamente representando eficiência média de remoção de 90,7%.

O Afluente apresentou DQOf média de 596,4 mgO₂/L e a efluente concentração média de 43 mgO₂/L com eficiência de remoção de 92,8 % (Figura 9B). Segundo (MARAIS; EKAMA, 1976) a remoção de DQO em sistemas de lodos ativados está ligada ao metabolismo bacteriano, uma vez que um terço da matéria orgânica é oxidada e dois terços são incorporados ao lado.

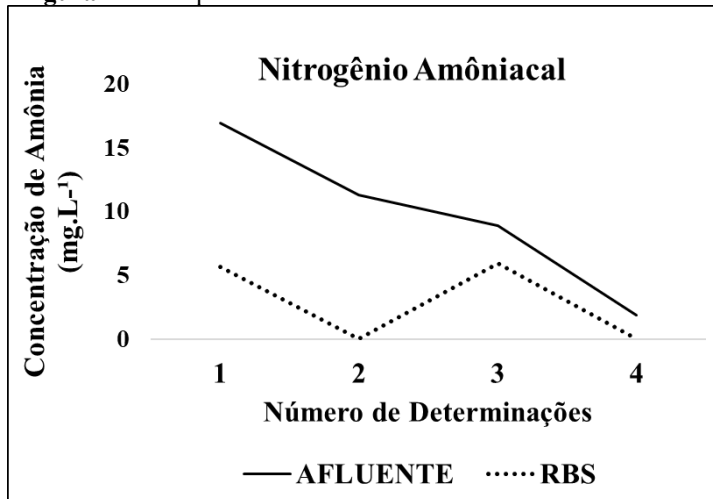
A fração filtrada é de grande importância para se estimar a quantidade de material biodegradável presente no meio líquido, vital para o sucesso da remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo. No entanto, essa concentração biodegradável possui frações solúveis (material rapidamente biodegradável) e partículas (material lentamente biodegradável).

Os valores de DQO encontrados estão dentro dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 430/2011, cujo o limite exigido para lançamento de efluente é de 125 mgO₂/L.

5.4 Amônia

Os comportamentos das concentrações de Amônia do afluente e efluente, obtidos durante o monitoramento do sistema experimental estão apresentados na (Figura 11).

Figura 11- Comportamento da Amônia no Afluente e Efluente



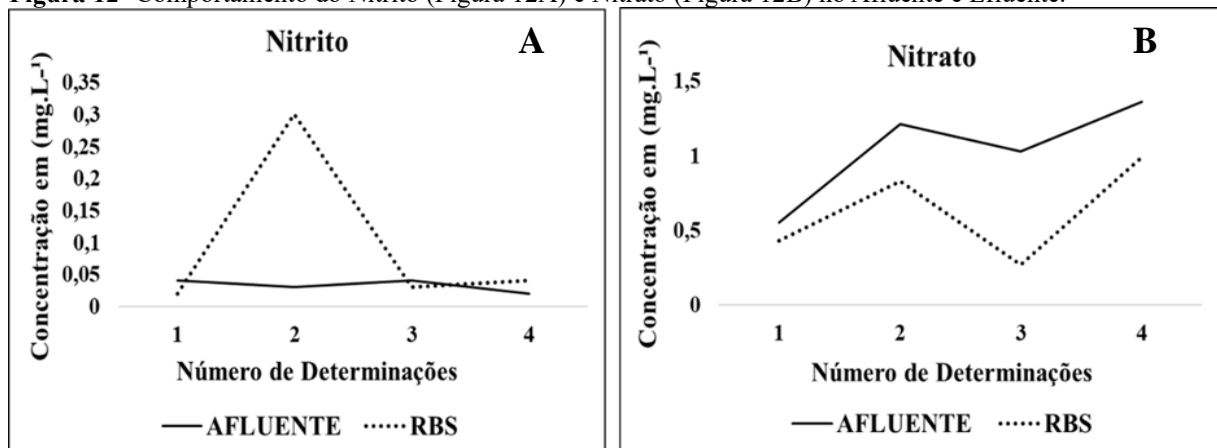
Fonte: Autor, 2021.

A concentração média de amônia foi de $9,72 \text{ mg. L}^{-1}$ e $2,89 \text{ mg. L}^{-1}$ no Afluente e Efluente, respectivamente. A remoção registrada foi de 70,27%.

5.5 Nitrito e Nitrato

Os valores encontrados referentes a Nitrito e Nitrato durante a investigação experimental estão apresentados na (Figura 12).

Figura 12- Comportamento do Nitrito (Figura 12A) e Nitrato (Figura 12B) no Afluente e Efluente.



Fonte: Autor, 2021.

Os valores encontrados mostram os resultados do processo de nitrificação, ou seja, oxidação do nitrogênio amoniacal ao nitrito. Nessa etapa o afluente apresentou concentração média de $0,0325 \text{ mg. L}^{-1}$ e o Efluente a média de concentração foi de $0,0975 \text{ mg. L}^{-1}$ (Figura 12A).

Na (Figura 12B) são apresentados os valores encontrados referentes ao Nitrato durante o monitoramento do sistema experimental na ocorrência da segunda etapa da nitrificação, onde ocorre a conversão de nitrito ao nitrato, sendo denominados de nitratação, os resultados encontrados com concentração média de $1,0375 \text{ mg. L}^{-1}$ e $0,63 \text{ mg. L}^{-1}$ no afluente e efluente, respectivamente, valores considerados baixos para efluentes aeróbios.

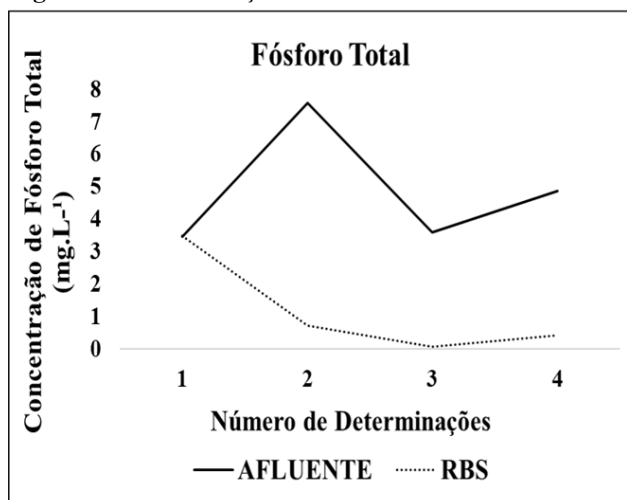
De acordo com a resolução CONAMA 357/2005, os valores apresentados pelo RBS se enquadram nos padrões de lançamento em corpos receptores de água doce onde, estabelece concentração de 1 mg. L^{-1} e $10 \text{ NO}_3^-/\text{L}$ para Nitrito e Nitrato, respectivamente para lançamento nos corpos receptores.

Para (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999; METCALF E EDDY, 2003), os limites de nitrato, estão diretamente relacionados aos processos realizados pelas bactérias desnitrificantes, responsáveis pelo processo de desnitrificação, onde o nitrato é reduzido a gás nitrogênio (N_2).

5.6 Fósforo e Ortofosfato

As concentrações de Fósforo Total e Fósforo Solúvel afluente e efluente são mostradas nas (Figura 13 e Figura 14) respectivamente.

Figura 13- Concentração de Fósforo Total no Afluente e Efluente

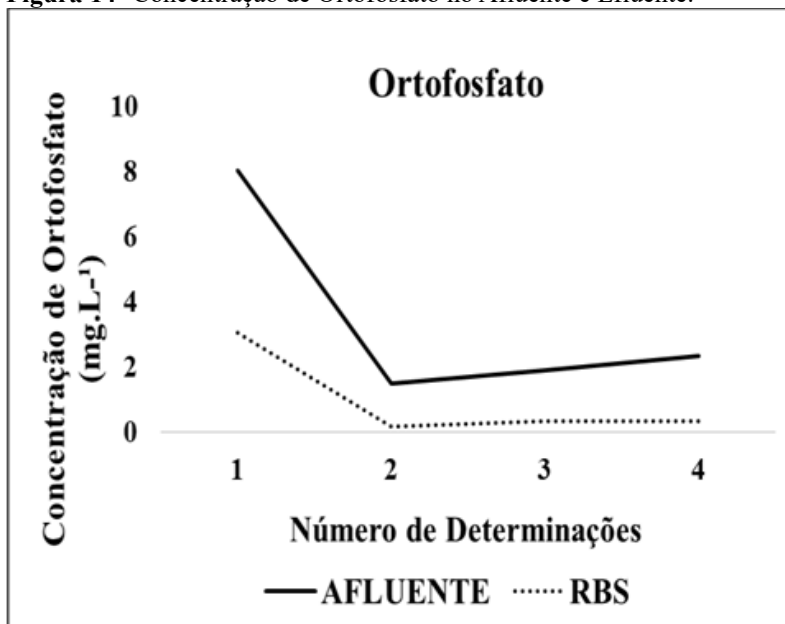


Fonte: Autor, 2021.

A concentração de fósforo total média foi de $4,87 \text{ mg. L}^{-1}$, sendo está próxima a relatada por (DERLON et al., 2016) cujo valor foi de 5 mg. L^{-1} . O efluente apresentou média de $1,17 \text{ mg. L}^{-1}$, evidenciando uma remoção de 75,97%.

Essa eficiência ainda precisa ser melhorada, uma vez que o sistema RBS foi projetado especificamente para esse fim. Desse modo a retirada de fósforo significa sua transferência do efluente líquido ao lodo, por não existir fósforo em forma gasosa, sob condições normais de temperatura e pressão, sendo assim o fósforo retirado do sistema através do descarte de lodo (METCALF & EDDY, 2003).

Figura 14- Concentração de Ortofosfato no Afluente e Efluente.



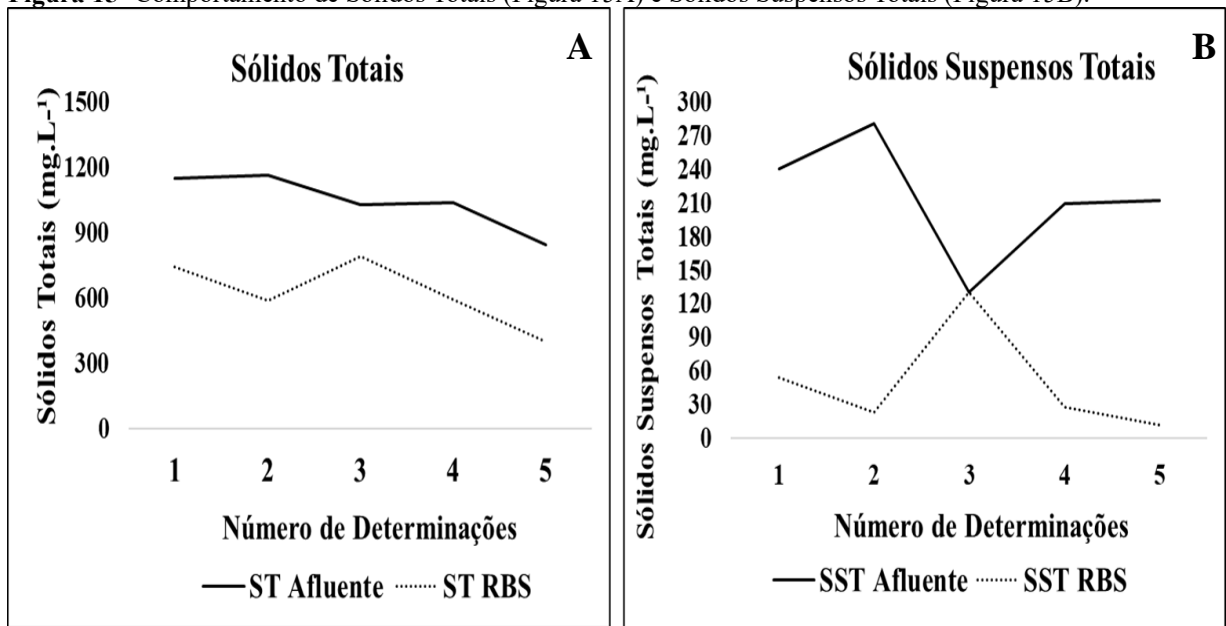
Fonte: Autor, 2021.

Em relação ao Ortofosfato o sistema apresentou eficiência média de remoção de 71,98%. A razão DQO/P mostra claramente que a eficiência na remoção de Fósforo pode estar associada a alta concentração de DQO. Isto se deve ao fato que a conversão de DQO rapidamente biodegradável em AGV e, portanto, mais eficiente na medida que a concentração inicial é elevada.

5.7 Sólidos e frações

Na Figura 15 estão expostos os valores obtidos para os parâmetros Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos Totais (SST) do esgoto bruto afluente e do efluente RBS.

Figura 15- Comportamento de Sólidos Totais (Figura 15A) e Sólidos Suspensos Totais (Figura 15B).



Fonte: Autor, 2021.

Em relação aos sólidos totais, as concentrações médias obtidas foram de 1044,8 mg. L⁻¹ no afluente, 622,6 mg. L⁻¹ no efluente, observando uma eficiência de remoção de 40,41% no RBS em relação ao afluente, considerada baixa (Figura 15A).

Os sólidos suspensos totais, apresentaram concentrações médias de 214,2 mg. L⁻¹ para o afluente (Figura 15B) e 49,4 mg. L⁻¹ para o efluente, destacando assim uma eficiência de remoção de 76,94% em relação ao EB.

6 CONCLUSÕES

O sistema experimental projetado foi em escala de bancada desenvolvido por um reator de bateladas sequencias (RBS). De modo geral, os parâmetros físicos e químicos analisados durante o monitoramento do sistema experimental indicaram bom desempenho durante a realização da pesquisa, tratando esgoto doméstico, produzindo efluentes dentro dos padrões de lançamentos definidos na legislação ambiental, principalmente no que se refere a remoção de matéria orgânica com remoção de 90,7% de DQO Total, em relação a remoção de fósforo total a remoção média foi entono de 75,97%, remoção considerada satisfatória, uma vez que o reator foi projetado para este fim com tempo de Retenção Celular de 3 dias.

REFERÊNCIAS

- ALVES, A. P. A., 2016, **Influência de altas cargas de fenol em um sistema de lodos ativados seguido de reator com biofilme**. Dissertação de (Mestrado)- PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- ANDREOTTOLA, G., FOLADORI, P., RAGAZZI, M., 2001. **On-line control of a SBR system for nitrogen removal from industrial wastewater**. *Water Science and Technology* 43 (3), 93–100.
- AVANCINI, Sandra Regina Paulon. **Caracterização química, microbiológica e toxicológica da água da fermentação do amido de mandioca**. 2007. Tese (Doutorado) Pós-graduação em Ciência dos Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis – SC, 2007.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.
- ARTAN, N. et al. **The mechanism and design of sequencing batch reactor systems for nutrient removal - the state of the art**. *Water Science and Technology*, v. 43, n. 3, pp 53-60, 2001.
- BASSIN, J. P., DEZOTTI, M. **Tratamento primário, secundário e terciário de efluentes** In: Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos. Rio de Janeiro: E-papers.2008.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 430/2011, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, contempla e altera a Resolução nº357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, nº 92, 16 de maio de 2011.p 89.
- BRASIL. **Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>Acesso em: 10 de janeiro 2021.
- BRASIL. Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico (Novo Marco Legal do Saneamento). **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 2020 Jul; 158 (135 seção1): 1-8.
- BRASIL. Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do ART. 21 da Constituição Federal, e altera o ART. 1º da Lei 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] União**. Brasília, DF, n. 6, p. 470, 09 jan, 1997. Seção 1.

BRASIL. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto** - 201 Brasília: SNIS, 2016.

BRASIL. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto** - 201 Brasília: SNIS, 2018.

BUCHAUER, K. A. **A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to waste – water and sludge treatment processes.** Water S. A. v. 1, n.24, p. 49 – 56, 1998.

CHISTÉ, R. C.; COHEN, K. O. **Influência da fermentação na qualidade da farinha de mandioca do grupo d'água.** Revista Acta Amazônica, Manaus, v. 41, n. 2, p. 279-284, 2011

DE KREUK, M.K. **Aerobic granular sludge scaling up a new technology.** Ph.D. thesis, 224 p. Delft University of Technology, Delft, The Netherland, 2006.

DERLON, N., WAGNER, J., DA COSTA, R., MORGENROTH, E. **Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume.** Water Research, v. 105, p. 341-350, 2016.

GARCIA-DELGADO, M; RODRÍGUES- CRUZ, M. S; LORENZO, L. F; ARIENZO, M; SÁNCHEZ- MARTÍN, M.J. **Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in sewage sludges from different wastewater treatment plants.** Science of the Total Environment, v.382, n.1, p.82-92, 2007.

GUO, J; ZHANG, L.; CHEN, W; MA, F.; LIU, H; TIAN, Y. **The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures.** Bioresource Technology, v. 133, p. 59-67. 2013.

HENRIQUE, I. N; SOUSA, J. T; CEBALLOS, B. S. O; BRASIL, D. P. **Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos.** Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 15. p. 197-204. 2010.

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 anaeróbio anóxico seguido de reator aeróbio com meio suporte.** Ciência & Engenharia, v. 23, n. 1, p.11, 2014.

HREIZ, RAINIER, LATIFI, M. A., ROCHE, NICOLAS. **Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art.** Chemical Engineering Journal, v. 281, p. 900- 920, 2015.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Esgotamento Sanitário inadequado e impactos da saúde da população:** Um diagnóstico da situação nos 100 municípios brasileiros com mais de 300 mil habitantes. 2020.

JETTEN, M.S.M; CIRPUST, I; KARTAL, B; VAN NIFTRIK L; VAN DE PAS-SHOONEN, K.T; SLIEKERS, O; HAAIJER, S; VAN DER STAR, W; SCHMID, M; VAN DE VOSSENBERG, J; SCHMIDT, I; HARHANGI, H; VAN LOOSDRECHT, M; KUENEN,

J.G; DEN CAMP, H.O; STROUS, M. 1994-2004: **10 years of research on the anaerobic oxidation of ammonium.** *Biochemical Society Transactions*. v. 33. p.119-123. 2005.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSOA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos.** 6. ed., Rio de Janeiro: ABES, 969 p., 2011.

LEE, S. E. et al. 1997. **Comparison of phosphorus removal characteristics between various biological nutrient removal process.** *Water Science and Technology*, 36(12):61-68.

MARAIS, G. R.; EKAMA, G. A. **The Activated Sludge Process: Steady State Behaviour.** *Water S.A.2*,(4),164-200, 1976.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment and reuse.** 4th ed. rev. New York: McGraw-Hill, 1.758 p. 2003.

METCALF e EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.** 5. ed., Porto Alegre: AMGH Editora Ltda, 1980 p., 2016.

MOREIRA, M. P; YAMAKAWA, C. S.; ALEGRE, R. M. 2002. **Adição de fonte de carbono no início da fase anóxica na remoção de macronutrientes e DQO por lodo ativado usando RBS no tratamento de água residuária avícola.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 7(1):16-20.

MORGENROTH, E; WILDERER, P. A. 1998. **Sequencing Batch Reactor Technology: concepts, design and experiences.** *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management*, 12(5):314-321.

MOTA, A. M. C. **Avaliação de um sistema Híbrido integrado de lodo ativado e biofilme em leito móvel para tratamento de esgotos domésticos, utilizando PVA-Gel como meio suporte.** 2015. 199p. Dissertação – (Mestrado), publicado PTARH.DM-173/2015, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2015.

NOCKO, L.M. **Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido à aeração intermitente.** Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

NUNES, José Alves. **Tratamento físico-químico de águas residuárias.** 3. ed. Aracaju: Triunfo Ltda, 2001.

ØDEGAARD, H. **Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process.** *Water Science and Tecnology*. v. 53, n. 9, p. 17-33. 2006.

OEHMEN, A; LEMOS, P. C; CARVALHO, G; YUAN, Z.; KELLER, J; BLACKALL, L. L; REIS, M. A. M. **Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale.** *Water Research*, v 41,p 2007.

OLIVEIRA, D. V. M. **Avaliação da remoção de nitrogênio via nitrificação e desnitrificação simultânea em um reator biológico com leito móvel (IFAS).** 2015. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2015.

PEIRANO, Mario M. F. **Curso de remoção biológica de nutrientes**. Fundação PROAMB - Bento Gonçalves/RS, 2017.

SANT'ANNA JR, G. L, 2010, **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência.

SARMA, S. J; TAY, J. H; CHU, A. **Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology**. Trends in Biotechnology, p. 1–13, 2017.

SEMINFRA. **Secretaria Municipal de Infraestrutura de Santarém. Santarém sobe no Ranking do Saneamento Básico, aponta pesquisa**. G1 Santarém e Região, 2018. Disponível em: <https://g1.globo.com/pa/santarem-regiao/noticia/santarem-sobe-no-ranking-do-saneamento-basico-aponta-pesquisa.ghtml>. Acessado em: 02/11/2020.

SHEKER, R. E. et al. 1993. **e effects of " ll strategies on SBR performance under nitrogen de" ciency and rich conditions**. Water Science and Technology, 28(10):259-266.

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado**. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

THANS, F. C. **Controle Operacional de Reator em Bateladas Sequenciais (RBS): Ajustes na Concentração de Oxigênio Dissolvido Visando a Remoção de Nutrientes**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

VAN HAANDEL, Adrianus C; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teorias e aplicações para projetos e operações**. Campina Grande. Epgraf, 1999.

VAN HAANDEL, A. C; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological waste water treatment. Design and optimisation of activated sludge systems**. Ed. Uitgeverij Quist. 880p. 2012.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M; JETTEN, M. S. M. 1998. **Microbiological conversions in nitrogen removal**. Water Science and Technology, 38(1):1-7.

VAQUER-SUNYER, R.; CONLEY, D.J; MUTHUSAMY, S; LINDH, M.K; PINHASSI, J; KRITZBERG, E.M. **Dissolved Organic Nitrogen Inputs from Wastewater Treatment Plant Effluents Increase Responses of Planktonic Metabolic Rates to Warming**. Environment. Science. Technology, 49 (19), pp 11411–11420. 2015.

VENKATA MOHAM, S; RAO, N. C; PRASAD, K.K; MADHAVI, B. T. V; SHARMA, P.N. **Treatment of complex Chemical wastewater in a sequential batch reactor (SBr) with aerobic suspended growth configuration**. Process Biochemistry. V.40, n.5. 1501-1508, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**; 3ªed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. v 1, 452p. 2005.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 2a ed. ampliada. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), vol. 4, 2002.

XAVIER, J. A. **Granulação da biomassa em reatores operado em bateladas sequenciais para tratamento de esgoto sanitário**. 141f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

WANG, D. *et al.* **Biological Phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process**. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 13, p. 5466-5473, 2008.

WU, G; S RENSE, K.B; RODGERS, M. *et al.* **Microbial community associated with glucose-induced enhanced biological phosphorus removal**. *Water Science and Technology*, v. 60, n. 8, p. 2105-2113, 2009.

ZANINI, H. L. H. T; AMARAL, L. A. do; ZANINI, J. R; TAVARES, L. H. S. **Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico**. 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v30n4/17.pdf>>. Acesso em: 18 de set de 2020.

ZHANG, S, HUANG, Y, HUA, Y. **Denitrifying dephosphatation over nitrite**: Effects of nitrite concentration, organic carbon, and pH. *Bioresource Technology*. V.101, 2010.

ZHOU, S; ZHANG, X; FENG, L. **Effect of different types of electron acceptors on the anoxic phosphorus uptake activity of denitrifying phosphorus removing bacteria**. *Bioresource Technology*. V.101, 2010.