



**Universidade Federal do Oeste do Pará
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas
Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS POR REATORES
AERÓBIO-ANÓXICO UTILIZANDO BIOMASSA ADERIDA EM MEIO
SUPORTE**

TIMÓTEO SILVA FERREIRA

**Santarém-Pará
2018**

TIMÓTEO SILVA FERREIRA

**TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS POR REATORES
AERÓBIO-ANÓXICO UTILIZANDO BIOMASSA ADERIDA EM MEIO
SUPORTE**

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.

Área de Concentração:

Tratamento de Águas Residuárias e Resíduos

Orientador:

Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

**Santarém-Pará
2018**

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

- F383t Ferreira, Timóteo Silva
 Tratamento de esgotos domésticos por reatores aeróbio-anóxico utilizan - do
 biomassa aderida em meio suporte / Timóteo Silva Ferreira – Santarém, Pará, 2018.
 53 fls.: 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, Bacharelado em Engenharia
 Sanitária e Ambiental.
1. Reator aeróbio-anóxico. 2. Material suporte. 3. Matéria orgânica. 4. Nutri- entes. I.
 Henrique, Israel Nunes, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 628.3

Bibliotecário - Documentalista: Eliete Sousa – CRB/2 1101

FOLHA DE AVALIAÇÃO

Nome do autor: FERREIRA, Timóteo Silva

Título: **Tratamento de esgotos domésticos por reatores aeróbio-anóxico utilizando biomassa aderida em meio suporte**

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.

Data da aprovação:

Banca Examinadora

_____ Orientador e Presidente

Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará

_____ Membro Titular

Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes

Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará

_____ Membro Titular

Prof. Msc. José Cláudio Ferreira dos Reis Júnior

Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará

Dedico este trabalho a Deus pela sua
infinita bondade e misericórdia e a minha
família por todo amor, força e
compreensão.

AGRADECIMENTOS

À Deus pela bondade, misericórdia e suficiência dada a mim durante todo esse período, para realização desta etapa importante na minha vida.

À minha família, pai Joilson, minha mãe Cláudia e minha irmã Elen, pelas orações, e mesmo de longe, por todo todo amor, apoio e sustento.

À meus amigos pela parceria, encorajamento, e ajuda em momentos muito importantes.

À equipe LabTAR pela contribuição técnica, amizade e ajuda na realização desta pesquisa.

À meu orientador e mestre, professor Israel, pela paciência, ensinamentos e toda orientação na realização deste trabalho.

RESUMO

FERREIRA, T. S. **Tratamento de esgoto doméstico por reatores aeróbio – anóxico utilizando biomassa aderida em meio suporte**. 2018. 53 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tratamento de Águas Residuárias e Resíduos) – Coordenação do Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Oeste do Pará.

Dentre os problemas ambientais que constitui impasse à sustentabilidade ambiental destaca-se a degradação dos ecossistemas aquáticos, afetando a disponibilidade de água de qualidade, principalmente com o lançamento indiscriminado de efluentes contendo matéria orgânica, substâncias tóxicas, organismos patogênicos e nutrientes. Nesse contexto, os sistemas combinados como aeróbio/anóxico se apresentam como tecnologia alternativa bastante viável para tratamento de efluentes, visto que, podem reunir as vantagens de ambas as tecnologias. Diante disso, o presente estudo objetivou tratar esgotos domésticos em sistema de reatores aeróbio-anóxico, para remoção de matéria orgânica e nutrientes, utilizando biomassa aderida em meio suporte (*Luffa Cylindrica*). Para isso, foi projetado e construído um sistema em material acrílico cilíndrico, com 49,5 cm de altura e diâmetro de 10 cm, e um volume útil de 3,53 L em cada reator, portanto, 7,06 L no sistema, trabalhando com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 14,12h. e (TRC) de 10 dias. Foi realizado o monitoramento dos parâmetros físicos e químicos para verificar o desempenho do sistema. A biomassa aderida ao material suporte foi quantificada, e avaliado o uso da (*Luffa Cylindrica*) como meio suporte para fixação de biomassa. No tratamento, verificou-se a eficiência de remoção da matéria orgânica na forma de DQO ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) de 88% em relação ao esgoto bruto. O sistema também removeu material nitrogenado, produzindo no efluente final as concentrações médias, 19,82 $\text{mgN-NH}_4^+/\text{L}$; 0,36 mgNO_2^-/L e 1,23 mgNO_3^-/L , nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, respectivamente no efluente final do sistema. Todos esses valores dentro dos limites estabelecidos pela legislação ambiental. Ao analisar as frações de sólidos no tratamento, obteve-se os valores de remoção de Sólidos Suspensos Totais com eficiência de remoção de 93,59% e 93,02% de Sólidos suspensos voláteis. Houve pouca remoção de apenas 23,93% para o fósforo na forma do íon fosfato. Estimou-se no total 31,42 gSSV/L de biomassa aderida no sistema. Diante disso, observa-se que o sistema aeróbio-anóxico obteve desempenho satisfatório na remoção de sólidos, matéria orgânica e compostos nitrogenados, porém apresentou uma baixa remoção de fósforo. A *Luffa cylindrica* apresentou ótimo desempenho como material suporte proporcionando o melhoramento na eficiência de tratamento.

Palavras-chave: Reator aeróbio-anóxico. Material suporte. Matéria orgânica. Nutrientes.

ABSTRACT

FERREIRA, T. S. **Treatment of domestic sewage by aerobic - anoxic reactors using biomass adhered in support medium.** 2018. 53 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Treatment of Wastewater and Waste) – Coordenação do Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Oeste do Pará.

Among the environmental problems that constitute an impasse to environmental sustainability are the degradation of aquatic ecosystems, affecting the availability of quality water, especially with the indiscriminate release of effluents containing organic matter, toxic substances, pathogens and nutrients. In this context, combined systems such as aerobic / anoxic are presented as a viable alternative technology for effluent treatment, since they can bring together the advantages of both technologies. Therefore, the present study aimed to treat domestic sewage in an aerobic-anoxic reactor system for the removal of organic matter and nutrients, using biomass adhered in a support medium (*Luffa Cylindrica*). For this, a system was designed and built in cylindrical acrylic material, with a height of 49.5 cm and a diameter of 10 cm, and a useful volume of 3.53 L in each reactor, therefore, 7.06 L in the system, working with Hydraulic Holding Time (TDH) of 14,12h. and (TRC) for 10 days. Physical and chemical parameters were monitored to verify system performance. The biomass adhered to the support material was quantified, and the use of (*Luffa Cylindrica*) as a support medium for biomass fixation. In the treatment, the efficiency of removal of the organic matter in the form of DQO (mgO₂.L⁻¹) of 88% in relation to the raw sewage was verified. The system also removed the nitrogenous material, producing in the final effluent the mean concentrations, 19.82 mgN-NH₄⁺/L; 0.36 mgNO₂⁻/L and 1.23 mgNO₃⁻/L, ammoniacal nitrogen, nitrite and nitrate respectively in the final effluent of the system. All these values within the limits established by environmental legislation. When analyzing the fractions of solids in the treatment, the values of removal of Total Suspended Solids with removal efficiency of 93.59% and 93.02% of volatile suspended solids were obtained. There was little removal of only 23.93% for phosphorus in the form of the phosphate ion. A total of 31.42 gSSV / L of biomass adhered to the system was estimated. Therefore, it is observed that the aerobic-anoxic system obtained satisfactory performance in the removal of solids, organic matter and nitrogen compounds, but presented a low removal of phosphorus. The *Luffa cylindrica* presented excellent performance as a support material providing improvement in treatment efficiency.

keywords: Aerobic-Anoxic reactor. Support material. Organic matter. Nutrients.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema da digestão anaeróbia	19
Figura 2. Representação esquemática dos processos metabólicos em ambiente aeróbio	24
Figura 3. Nitrificação em biofilmes.....	31
Figura 4. Descrição geral do funcionamento do sistema de tratamento	33
Figura 5. Esquema detalhado do sistema - reatores - (A) reator aeróbio com meio suporte RAe. (B) reator anóxico com meio suporte RAx.....	34
Figura 6. Cronograma da distribuição temporal das fases operacionais aplicadas ao sistema RAe/RAx.	35
Figura 7. Meio suporte - <i>Luffa cylindrica</i>	36
Figura 8. Comportamento do pH verificado no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.	38
Figura 9. Comportamento da alcalinidade total verificada no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.	40
Figura 10. Comportamento de Ácidos Graxos Voláteis verificado no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.	41
Figura 11. Comportamento da DQO Total verificada no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.	42
Figura 12. Comportamento do Nitrogênio Amoniacal verificado no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.....	43
Figura 13. Comportamento do Nitrito verificado no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.	45
Figura 14. Comportamento do Nitrato no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.	46
Figura 15. Comportamento do íon fosfato verificado no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.	47

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV:	Ácidos Graxos Voláteis (mg H _{AC} /L)
BOA:	Bactérias oxidadoras de amônia
BON:	Bactérias oxidadoras de nitrito
CaCO ₃ ⁻ :	Carbonato de sódio
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CO ₂ :	Dióxido de Carbono
CH ₄ :	Gás Metano
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO:	Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)
EB:	Esgoto Bruto
Ef:	Efluente Final
H ₂ O:	Água
O ₂ :	Gás Oxigênio
OAF:	Organismos acumuladores de fósforo
OD:	Oxigênio Dissolvido (mgO ₂ /L)
LabTAR	Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias
NH ₄ ⁺ :	íon amônio
NO ₂ ⁻ :	íon nitrito
NO ₃ ⁻ :	íon nitrato
N ₂ :	Gás Nitrogênio
PO ₄ ³⁻ :	íon fosfato
PHA	Poli β - hidroxialcano
pH:	Potencial Hidrogeniônico
RAe/RAx:	Reator aeróbio-anóxico
SST:	Sólidos Suspensos totais (mgSST/L)
SSV:	Sólidos Suspensos voláteis (mgSST/L)
TDH:	Tempo de detenção Hidráulico
TRC	Tempo de retenção celular
UFOPA	Universidade Federal do Oeste do Pará

*O homem padece por falta de cuidado, decai de um jeito suicida,
lixo e esgoto no meio ambiente, causam sem dúvida, morte a tanta gente
Chega de água suja carregando doença, chega de sofrer pela falta do mínimo
necessário,
Pela escassez de um tal saneamento básico
Tanta tecnologia sendo produzida, tanto conhecimento gerado
Espera-se pelo menos um pouco desse tanto aplicado
Homens do saneamento, vamos sanear, utilizando nossa capacidade para essa
triste realidade em fim transformar*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	16
2.1	Objetivo geral	16
2.2	Objetivos específicos	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1	Esgotos domésticos	17
3.2	Influência do lançamento de esgotos domésticos em corpos hídricos	17
3.3	Processos biológicos de tratamento de efluentes	18
3.3.1	Processo Anaeróbio	19
3.3.2	Processo Aeróbio	20
3.3.3	Ambiente Anóxico	20
3.4	Sistemas de lodos ativados	21
3.4.1	Lodos ativados em Reatores de Fluxo intermitente	22
3.4.2	Sistemas Conjugados e Híbridos para tratamento de efluentes	22
3.5	Remoção de Matéria carbonácea	23
3.6	Remoção biológica de Nitrogênio	24
3.6.1	Fatores que afetam o processo de Nitrificação	26
3.6.2	Fatores que afetam o processo de Desnitrificação	27
3.7	Remoção biológica de fósforo	28
3.7.1	Fatores importantes na biofosfatação	29
3.8	Meios suportes no tratamento de esgotos	30
3.9	Sistemas biológicos com biomassa fixa	30
3.9.1	Meio suporte vegetal (<i>Luffa cylindrica</i>)	32
4	MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1	Local da pesquisa experimental	32
4.2	Coleta do material	33

4.3	Descrição dos reatores	33
4.4	Meio suporte <i>Luffa cylindrica</i> para formação de biofilme	35
4.5	Procedimento Analítico	36
4.6	Análises de dados	37
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	38
6	CONCLUSÕES	49
	REFERÊNCIAS.....	50

1 INTRODUÇÃO

Dentre os problemas ambientais que constitui impasse à sustentabilidade ambiental, destaca-se a degradação dos ecossistemas aquáticos, afetando a disponibilidade de água de qualidade, principalmente devido o lançamento indiscriminado de efluentes sem tratamento, contendo grandes quantidades de matéria orgânica, substâncias tóxicas, organismos patogênicos e nutrientes.

Devido a este fato, alguns processos indesejados podem surgir, como a eutrofização dos corpos hídricos, favorecendo o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas superiores (macrófitas aquáticas) provocando aumento de biomassa, a qual, após decomposição, consome oxigênio, levando a depleção deste no corpo receptor. Este ambiente já eutrofizado, também torna-se propício para o crescimento excessivo de cianobactérias, algumas das quais produzem cianotoxinas que podem causar doenças (CIMINELLI, *et al.*, 2014; SOARES, 2016).

Nesse contexto, o tratamento biológico de águas residuárias apresenta-se como uma alternativa viável e bastante utilizada atualmente, uma vez que agrega vantagens em detrimento a outras formas de tratamento, principalmente em relação ao custo. Em alguns sistemas biológicos específicos, torna-se possível a remoção além da matéria orgânica, a de nutrientes como nitrogênio e fósforo.

Os processos de tratamento biológico de águas residuárias mais comuns são: processos anaeróbios, anóxicos e aeróbios, os quais podem atuar separadamente ou combinados. Quando comparados com processos convencionais, sistemas combinados para tratamento de esgoto como o aeróbio - anóxico, destaca-se o aproveitamento das vantagens de cada processo minimizando seus aspectos negativos, obtendo dessa maneira maior remoção de matéria orgânica e outros poluentes em sistema mais compactos, refletindo menores custos de implantação e operação (MOTA, 2015).

Aliado a isto, dentre as técnicas empregadas no tratamento de efluentes, há o tratamento biológico com biomassa aderida (biofilme) que vem sendo utilizado com sucesso. Tais sistemas de crescimento mantêm os constituintes necessários para o desenvolvimento de metabolismo bacteriano, como matéria orgânica, oxigênio e nutrientes adsorvidos a superfície do biofilme, aderida por muito tempo, favorecendo a biodegradação do material carbonáceo e nitrogenado. O aglomerado de células que

crece e se desenvolve sobre um suporte, possui uma estrutura que faz com que a biodegradação seja potencializada, pois na sua espessura é criado um ambiente com gradiente de oxigênio possibilitando simultaneamente os metabolismos anaeróbio e aeróbio dos microrganismos, bem como a adsorção do componente a ser degradado tornando-o disponível para a ação bacteriana. No sistema, o oxigênio é consumido à medida que penetra no biofilme, até atingir concentrações que auto regula as condições anóxicas ou anaeróbias (JACOBS *et al.*, 2015; SILVA, 2016).

Portanto, diante do exposto, existem vantagens teoricamente aliando-se diferentes processos biológicos como o aeróbio- anóxico, com a utilização de biomassa aderida (biofilme) para tratamento de efluentes, otimizando a remoção de matéria orgânica e nutrientes e produzindo efluente de acordo com os padrões de lançamento definidos na legislação ambiental. Nesse aspecto, a presente proposta buscou tratar esgoto doméstico em sistema de reatores aeróbio-anóxico utilizando biomassa aderida em material suporte (*Luffa Cylindrica*).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Tratar esgotos domésticos em sistema aeróbio-anóxico utilizando processos com biomassa aderida em meio suporte.

2.2 Objetivos específicos

- Desenvolver um sistema em escala de bancada, projetando um reator aeróbio-anóxico com processo de recirculação e uso de meio suporte;
- Quantificar a produção de biomassa desenvolvida no sistema;
- Avaliar o uso da *Luffa Cylindrica* como meio suporte para fixação de biomassa;
- Verificar o desempenho do sistema experimental com relação aos parâmetros físicos e químicos analisados.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Esgotos domésticos

O termo esgoto é usado para designar o resíduo líquido gerado da água de abastecimento de uma comunidade após seu uso em diversas aplicações. (METCALF E EDDY, 2011). Além disso, no esgoto as características qualitativas e quantitativas variam também de acordo com o uso da água, no entanto, geralmente eles contêm 99,9 % de água e 0,1 % de sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos, dissolvidos, além de micro-organismos (FUNASA, 2015).

3.2 Influência do lançamento de esgotos domésticos em corpos hídricos

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).

Esses efluentes, como os de origem doméstica, sem o devido tratamento, além da carga orgânica, contém organismos patogênicos e carregam nutrientes como nitrogênio e fósforo. Tais compostos, principalmente nutrientes, ao serem lançados nos corpos hídricos induzem o processo de eutrofização, responsável por grande proliferação de algas que por consequência pode formar na superfície líquida uma densa camada a qual impede a penetração da luz solar, culminando em problemas como alteração do sabor, odor e turbidez da água. 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).

Nesse contexto, exige-se cada vez mais dos sistemas de tratamentos de efluentes tanto domésticos como industriais, por meio de padrões continuamente mais restritivos no que se refere às condições de lançamento de efluentes. Dessa forma, há uma constante busca por sistemas eficientes de tratamento que sejam economicamente viáveis e eficazes no atendimento aos aspectos exigidos pelos órgãos ambientais (ARAÚJO; SANTOS; SOUSA; 2016).

O tratamento biológico de efluentes tem sido bastante utilizado para remoção de material carbonáceo, além de nutrientes como nitrogênio e fósforo, obtendo, dessa forma, efluentes com baixas concentrações destes componentes (SOUTO, 2014).

3.3 Processos biológicos de tratamento de efluentes

Os processos de tratamento biológico de efluentes são largamente empregados para diversos fins, desde a estabilização de esgotos sanitários, industriais, lodos até resíduos sólidos orgânicos. Isso, deve-se principalmente a esse tipo de recurso se apresentar como alternativa viável em relação aos custos, se comparados a outras formas de tratamento. Os processos que ocorrem nesses sistemas são intermediados por micro-organismos que degradam a matéria orgânica e outros componentes das águas residuárias (OSELAME, 2013).

Embora existam diversas classificações para os microrganismos baseadas nas fontes de energia e carbono, destacam-se no tratamento biológico de águas residuárias, os processos que utilizam microrganismos anaeróbios e os aeróbios. A natureza das células biológicas vai predominantemente ser determinada pela presença ou ausência do agente oxidante (O_2) no meio, isto é, uma vez que não haja inserção de oxigênio, tem-se um ambiente anaeróbio e, portanto, a digestão da matéria carbonácea será realizada por bactérias de atuação anaeróbia. Por outro lado, se houver aeração no meio líquido, haverá metabolismo aeróbio e oxidação da matéria orgânica usando o oxigênio molecular como aceptor final de elétrons na respiração celular (VON SPERLING, 2005).

3.3.1 Processo Anaeróbio

A digestão anaeróbia, em mais detalhe, pode ser definida como processo biológico pelo qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos na ausência de oxigênio molecular e por meio de atividade metabólica, transforma compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e gás carbônico. Algumas vantagens são comumente associadas a esse processo de tratamento, como, baixo consumo de energia, possibilidade de recuperação e utilização do biogás e menor produção de lodo de excesso em relação aos sistemas aeróbios (CAMPOS, 2006). Sistemas mais modernos em que ocorre este processo, pode ser exemplificado em reatores de alta taxa de recepção de carga orgânica, que apesar de diversas vantagens, não contempla a remoção satisfatória de nutrientes (nitrogênio e fósforo) das águas residuárias, principais constituintes do efeito da eutrofização em corpos hídricos (KISPERGHER, 2013). Independente do sistema, a digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo composto por reações sequenciais, que se dá conforme a figura 01.

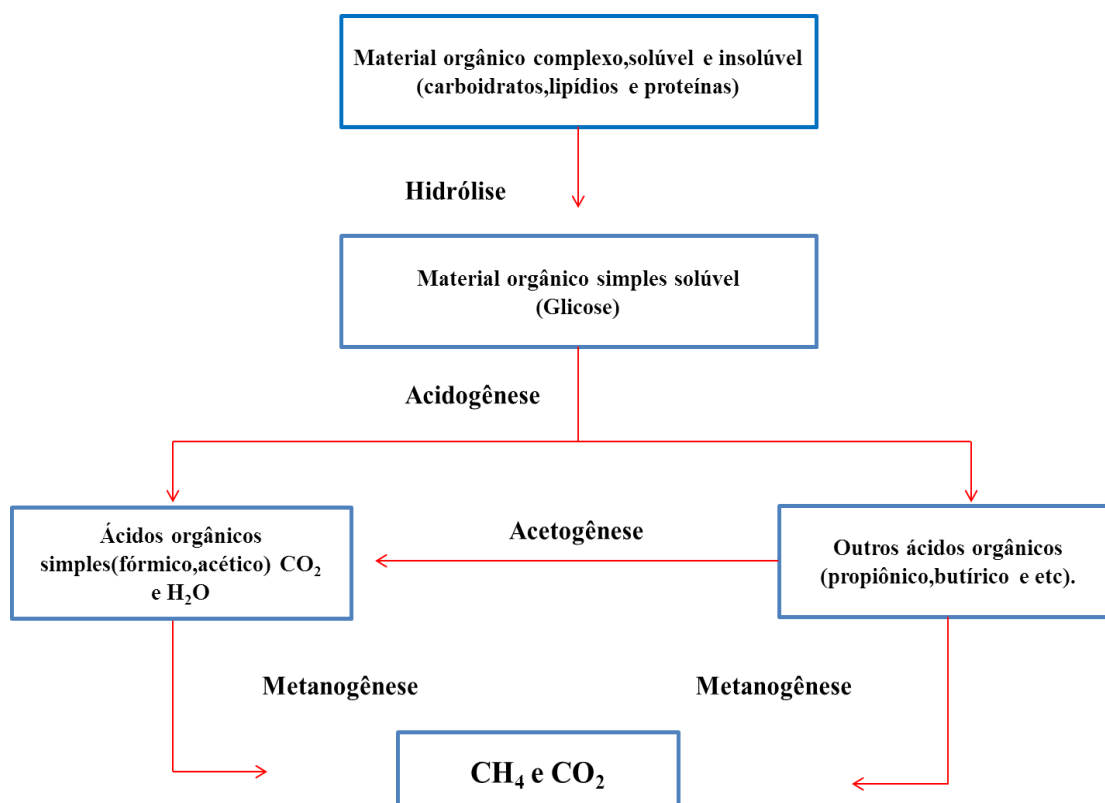


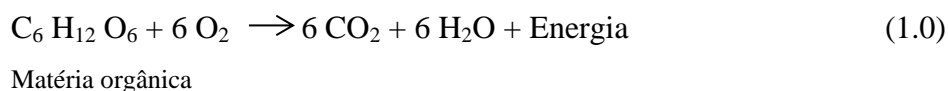
Figura 1. Esquema da digestão anaeróbia (Adaptado de KISPERGHER, 2013).

Todavia, são notórios ainda alguns consideráveis aspectos negativos com relação aos sistemas que ocorre a digestão anaeróbia, a saber, sensibilidade do processo a mudanças ambientais (pH e temperatura) e possíveis emissões de odores ofensivos (CAMPOS, 2006).

3.3.2 Processo Aeróbio

Ademais, dentre os sistemas de tratamento biológico, possuem especial destaque os de metabolismo oxidativo (sistemas aeróbios), que são utilizados tanto no tratamento de efluentes domésticos como para efluentes industriais. Essa notoriedade, deve-se à boa qualidade do efluente resultante, uma vez que podem remover significativamente grande parte dos principais poluentes encontrados nas águas residuárias, sendo ainda possível sob certas condições, remover nutrientes (nitrogênio e fósforo). Entre os sistemas aeróbios, destaca-se os sistemas de lodos ativados. Esse sistema tem enorme flexibilidade de configurações, o que proporciona maior eficiência na remoção de nitrogênio, todavia necessita de um maior grau de tecnicidade em projeto e operação, primordialmente quando a remoção de nutrientes é almejada (SILVA FILHO, 2009).

Diferentemente da digestão anaeróbia, a oxidação biológica da matéria orgânica ocorre por intermédio de microrganismos que utilizam o oxigênio molecular (O_2) como acceptor final de elétrons para mineralizar o material orgânico (VON SPERLING, 2005). Esta conversão aeróbia (respiração aeróbia) pode ser expressa através da equação geral a seguir:



3.3.3 Ambiente Anóxico

No processo de remoção de nutrientes, em específico o nitrogênio, em sistemas de lodos ativados, um ambiente sem a presença de oxigênio molecular O_2 é comumente utilizado. Conforme Souto (2014), este ambiente pode ser definido como o local onde ocorre a desnitrificação, na ausência de oxigênio e presença de nitrato. Os microrganismos envolvidos são heterotróficos facultativos e passam a utilizar o nitrato na

sua respiração celular, convertendo-os a nitrogênio gasoso. Para que isso ocorra, é necessário uma fonte carbono orgânico, que deve ser introduzida no sistema de forma artificial, ou está disponível na água residuária.

Dessa forma, sistemas biológicos de tratamento que apresentam zona anóxica, possuem maior taxa de remoção de nitrogênio por desnitrificação, devido a concentração elevada de matéria orgânica na zona anóxica proveniente do esgoto (VON SPERLING, 2005).

3.4 Sistemas de lodos ativados

Visando melhorar a qualidade de vida nas cidades, os sistemas de lodos ativados têm sido bastante utilizados como uma forma de tratamento a nível secundário com alta eficiência no consumo da matéria orgânica e remoção de nutrientes. Todavia, para isso há necessidade de uma grande quantidade de energia, o que por muitas vezes torna o tratamento de esgotos domésticos por Lodos ativados um tanto oneroso sob a ótica da produção energética e econômica (THANS, 2008).

Esses sistemas são formados basicamente por um reator aerado (que pode ser precedido ou não de decantador primário), um tanque de aeração e um decantador secundário, além de um sistema para recirculação do lodo. O princípio de funcionamento é que seja mantido uma enorme população bacteriana no reator aerado, e que seja fornecida quantidade suficiente de oxigênio para que a biomassa ativa possa metabolizar o material orgânico presente no meio líquido (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

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 celular (lodos ativados convencional e aeração prolongada), ao fluxo (contínuo e intermitente) e ainda, segundo os objetivos do tratamento (remoção de carbono/nitrogênio/fósforo) (MOTA, 2015).

3.4.1 Lodos ativados em Reatores de Fluxo intermitente

Devido a necessidade de inovações para o atendimento aos níveis de eficiência estabelecidos pela legislação ambiental, avanços na tecnologia de processos e equipamentos e o conhecimento no campo da microbiologia, bem como a necessidade de redução dos custos operacionais levaram o processo de lodos ativados a uma evolução ao longo da história. Nesse sentido, sistemas de lodos ativados com Reatores de fluxo intermitente, constituem variação simples, quanto ao fluxo, mas talvez, das mais promissoras e viáveis das modificações para os lodos ativados propostas atualmente para remoção do carbono e nutrientes (THANS, 2008).

O processo de lodos ativados por fluxo intermitente, consiste na inserção de todas as unidades de atividades e operações normalmente associadas ao tratamento convencional, quais sejam decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária em um único tanque. Dessa forma, os processos e operações que ocorrem no sistema, passam a ser sequenciais no tempo e não unidades separadas como ocorre nos sistemas convencionais (VON SPERLING, 2001).

3.4.2 Sistemas Conjugados e Híbridos para tratamento de efluentes

Uma solução que vem sendo apresentada para otimizar o desempenho de reatores de tratamento de esgoto, é a combinação de biomassa suspensa e fixa num único sistema. São os chamados de “reatores híbridos”, permitindo menores custos construtivos, instalações mais compactas e principalmente maior remoção de nutrientes, nitrogênio e fósforo (WOLF; PAUL; COSTA, 2005; LAMEGO NETO e COSTA, 2011).

Outra alternativa, que pode se aliar a primeira, seria trabalhar com sistemas conjugados anóxico – aeróbio com biomassa aderida ou não, utilizando de recirculação da fase líquida, permitindo remoção satisfatória de material orgânico e nutrientes, além de vantagens como menor produção de lodo biológico e baixo custo de implantação e operação quando comparado a sistemas convencionais de lodos ativados (LAMEGO NETO e COSTA, 2011).

fonte de material no anabolismo. A figura 02 representa esquematicamente o metabolismo de matéria orgânica por organismos heterótrofos em ambiente aeróbio.

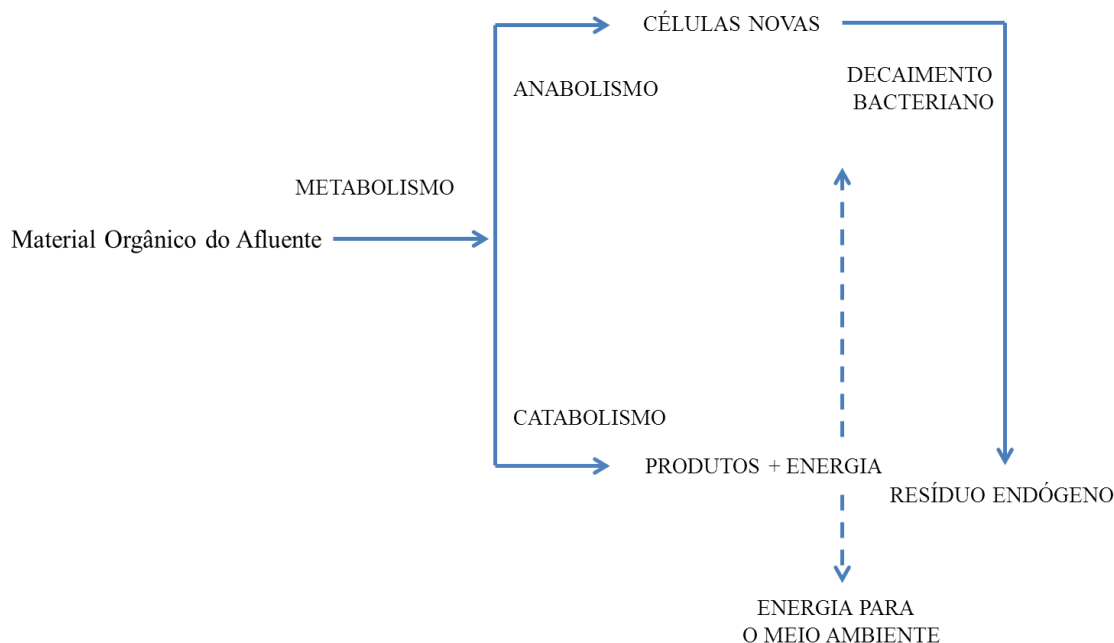


Figura 2. Representação esquemática dos processos metabólicos em ambiente aeróbio

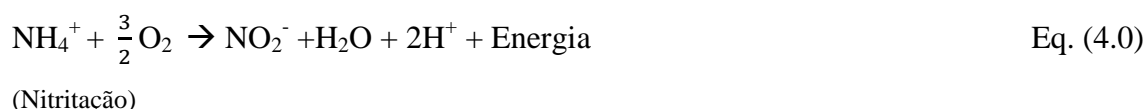
Fonte: Adaptado de (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Alguns fatores ambientais podem comprometer a desejada remoção de matéria orgânica via oxidação biológica. O potencial hidrogeniônico (pH), deve apresentar valores toleráveis na faixa de 6,0 a 9,0, enquanto que o desempenho ótimo encontra-se próximos a valores neutros de pH. Quanto ao oxigênio dissolvido (OD), são requeridos geralmente pelo menos 2 mgO₂/L para boa atuação dos microrganismos aeróbios (METCALF e EDDY, 2011).

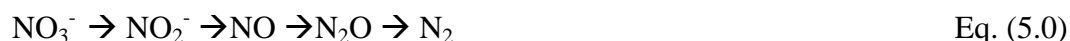
3.6 Remoção biológica de Nitrogênio

O Processo de remoção biológica de nitrogênio se dá através de dois eventos sequenciais, nitrificação e desnitrificação. Na nitrificação, grupos de bactérias autotróficas realizam oxidação de amônia para nitrito (nitritação), e deste posteriormente para nitrato (nitratação). Esse processo requer a presença de oxigênio dissolvido no meio, portanto é possível somente em ambiente aeróbio. Por sua vez, na desnitrificação, nitrato ou nitrito são reduzidos a nitrogênio molecular (N₂), utilizando

material orgânico como agente redutor e bactérias heterotróficas atuando na mediação do processo em ambiente anóxico (FOCO e NOUR, 2014). Conforme Mota (2015), na primeira fase da nitrificação, denominada nitritação, ocorre pela ação das bactérias oxidadoras de amônia (BOA), como as *Nitrossomonas*, oxidação da amônia a nitrito (Equação 4.0), enquanto na segunda fase, a nitritação, tem-se a oxidação do nitrito a nitrato (Equação 4.1), pela ação das bactérias oxidadoras de nitrito (BON), como as *Nitrobacter*. A Equação 4.2, geral do processo de nitrificação é resultado da somas das duas equações anteriores, de acordo com o exposto abaixo:



Ademais, na desnitrificação, processo intermediado por bactérias facultativas heterotróficas, que utilizam o nitrato ou nitrito como oxidante de material orgânico, o qual pode ser originado de fontes distintas: matéria orgânica do afluente (esgoto), matéria orgânica do material celular bacteriano (respiração endógena) e de fonte externa exógena de carbono, como acetato, etanol, ou metanol. A Equação 5.0 apresenta a equação estequiométrica geral do processo de desnitrificação:



No processo de nitrificação tem-se de fato uma diminuição da alcalinidade de 7,14 mgCaCO₃/L por 1,0 mgN-NH₄⁺ oxidada, devido a liberação de íons H⁺ na oxidação da NH₄⁺, no entanto, na desnitrificação, nitrato e nitrito são reduzidos recuperando cerca de 50% da alcalinidade (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; METCALF e EDDY, 2016).

3.6.1 Fatores que afetam o processo de Nitrificação

- **Oxigênio dissolvido**

As bactérias que realizam a nitrificação são autotróficas, isto é, utilizam o CO₂ como fonte de carbono, o qual é produzido durante a degradação aeróbia do material orgânico. 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 heterótrofos responsáveis pela oxidação e remoção da matéria orgânica e pelos organismos autótrofos nitrificantes. A concentração crítica, abaixo da qual não há nitrificação é de 0,2 mg.L⁻¹ (VON SPERLING, 1997; FILHO SILVA, 2009).

- **Temperatura**

O processo de nitrificação pode ocorrer em uma faixa ampla de temperatura, com valores ótimos compreendidos entre 35 e 42 °C. A temperatura pode influenciar diretamente na taxa de crescimento dos microrganismos nitrificantes. Aproximadamente a cada 7°C de acréscimo, a taxa de crescimento celular dobra, de forma contrária, a cada 7°C de queda, resulta na redução à metade da taxa de crescimento (VON SPERLING, 2005; MAGRI *et al.*, 2013).

- **pH, TDH e nutrientes**

Vários são ainda outros fatores que podem direta ou indiretamente influenciar no processo de nitrificação autotrófica. Dentre eles, pode-se citar, a elevada carga orgânica, curto tempo de (TDH) e celular, valores de pH extremos, pois o pH ótimo para bactérias nitrificantes está entre 7,5 e 8,5. Alguns outros podem ainda ser citados, como a deficiência de alguns nutrientes essenciais e presença de compostos tóxicos (MAGRI *et al.*, 2013; METCALF e EDDY, 2011).

3.6.2 Fatores que afetam o processo de Desnitrificação

- **Oxigênio Dissolvido**

À necessidade que ocorra condições anóxicas no floco (lodo), para isso, deve haver ausência de oxigênio para efetuação da desnitrificação. O oxigênio pode inibir a atividade enzimática que atua no processo de desnitrificação, bastando uma concentração de 0,2 mgO₂/L para inibir culturas puras. Em sistemas de lodos ativados recomenda-se um nível máximo 1,0 mgO₂/L. Além disso, em sistemas com biomassa aderida, a concentração de oxigênio considerada de maior efeito é a que está dentro do biofilme e não a medida na fase líquida (HENZE *et al.*, 1997; FERREIRA, 2000; SOUZA, 2009).

- **pH e Temperatura**

A desnitrificação ocorre em temperaturas na faixa de 10° C a 30° C. A faixa ideal de pH está entre 6,5 e 8,0 unidades de pH. Para valores abaixo de 6,0 e acima de 9,0 há redução da desnitrificação, fato devido em maior importância ao aumento de óxidos nítricos inibidores do processo (SURAMPALLI *et al.*, 1997; SANTOS, 2009; METCALF e EDDY, 2011).

- **Material orgânico**

Devido as bactérias heterotróficas facultativas, utilizarem nitrito e nitrato para oxidar a matéria orgânica e assim reduzir estes compostos nitrogenados, há necessidade de conter carbono orgânico suficiente para conversão de nitrato (NO₃⁻) a N₂. Principalmente por na fase aeróbia antecedente ao ambiente anóxico para desnitrificação, haver consumo de material orgânico. Nesse sentido, o requerimento de

carbono pode ser promovido por meio de fonte interna, como recirculação de água residuária, material celular (HENZE *et al.*, 1997; FERREIRA, 2000; SOUZA, 2009; METCAL e EDDY, 2011).

3.7 Remoção biológica de fósforo

A remoção de fósforo de águas residuárias pode ser realizada tanto por processos físicos, químicos, biológicos ou combinação destes. Geralmente processos físico-químicos resultam na sua precipitação, após adição de substâncias químicas como, sais de alumínio e ferro. Dessa forma, a obtenção de efluentes com baixas concentrações desse elemento torna o tratamento oneroso. Por outro lado, quanto ao tratamento biológico, destacam-se os sistemas de lodos ativados, uma vez que oferecem a possibilidade de remover nutrientes como fósforo das águas residuárias a custos relativamente baixos (CHAO, 2006).

Em sistemas de lodos ativados, o mecanismo de remoção se dá pelo armazenamento e liberação de fósforo, baseado na alternância entre condições aeróbias e anaeróbias. Quando o lodo é exposto a um ambiente anaeróbio de forma alternada a um aeróbio, a fração de fósforo no lodo aumenta devido a consolidação de um grupo de micro-organismos capazes de armazenar quantidades grandes de fosfato dentro de suas células, chamados de organismos acumuladores de fósforo (OAF) ou organismos poli-P (NÓBREGA, 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).

Portanto, o fenômeno biológico de acúmulo de fósforo, denominado biofosfatação, ocorre em duas etapas principais, uma etapa anaeróbia, seguida de outra etapa em condições aeróbias. Conforme Sevir; Mino; Onuk (2003) e Silva; Martins (2015), na primeira etapa, destacam-se três transformações bioquímicas, a saber: Assimilação rápida de curtas cadeias de ácidos graxos voláteis (AGV), sob a forma de poli- β -hidroxialcano (PHA); Decréscimo intracelular de poli-fosfatos (poli-P),

aumentando a concentração externa de fósforo , além da degradação de outras formas de carboidratos.

Outras três transformações bioquímicas ocorrem na fase aeróbia, primeiro níveis de PHA na biomassa reduzem, culminando no aumento da população de OAF; Há um aumento da concentração intracelular de poli-P, devido ao consumo de poli-P do meio para geração de energia, além disso, ocorre re-acúmulo de carboidratos intracelular (SEVIOR 2003; VAN HANDELL e MARAIS, 1999]

3.7.1 Fatores importantes na biofosfatação

- **Idade de Lodo**

A idade de lodo, representa o tempo médio de permanência de um material no sistema. Conforme Von Sperling (2005), quanto maior a idade do lodo, menor a produção de lodo, dessa forma, menor o descarte e menor a retirada de fósforo do sistema.

- **Temperatura e pH**

A temperatura e pH exercem influência importante na remoção biológica de fósforo, uma vez que a reprodução das bactérias são controladas por esses parâmetros. Mesmo que exista a capacidade de resistir a intervalos amplos de pH e temperatura, a faixa ideal de desenvolvimento é normalmente de 6,5 a 7,5 (METCALF e EDDY, 2011). Para Von Sperling (2002), a faixa sugerida é de 7,5 e 8,0.

Quanto maior a temperatura, mais se diminui a idade de lodo, para tentar manter o padrão de eficiência do processo. Em temperaturas de 20° C, os OAFs são dominantes para idade de lodo de 10 dias (WHANG e PARK, 2006).

3.8 Meios suportes no tratamento de esgotos

Meios suportes no tratamento biológico de esgotos domésticos tem a finalidade de servir de apoio para fixação e retenção da biomassa, o que possibilita a manutenção de elevado tempo de retenção celular. Atuam como uma barreira física evitando que os sólidos em suspensão sejam facilmente carregados para fora dos sistemas de tratamento.

Há uma grande variedade de materiais inertes ou até mesmo não inertes, que podem ser utilizados como meio suporte em reatores com biomassa aderida. De maneira geral, devem apresentar características como, grande área superficial por unidade de volume, estrutura resistente, leves suficientemente e boa durabilidade (JACOBS; CORREA; PRATES, 2015).

A formação de biofilme pode se dá em diferentes materiais, como: plásticos, borrachas, couro, vidros, madeira, entre outros materiais, no entanto, em algumas superfícies o desenvolvimento pode ser favorecido ou não, e isto, está ligado as características físicas, como hidrofobicidade, rugosidade, porosidade, densidade, entre outros aspectos (SILVA, 2016).

3.9 Sistemas biológicos com biomassa fixa

Entre as diversas técnicas empregadas no tratamento de águas residuárias, o método que utiliza biomassa aderida em meio suporte (biofilme) vem sendo bastante aproveitado. Algumas vantagens podem ser observadas, como unidades compactas de tratamento, devido o uso da alta área superficial do biofilme, dependendo do meio suporte utilizado e de suas características físicas, a exemplo da rugosidade e porosidade. Além de favorecer em sistemas aeróbios o processo de remoção biológica de nitrogênio no sistema, uma vez que gerado biofilme na superfície de um material suporte, camadas aeróbias seguidas de anaeróbias podem ser formadas, o que permite o desenvolvimento de microrganismos autotróficos aeróbios em camadas superiores, e anaeróbios/facultativos em camadas inferiores (JACOBS; CORREA; PRATES, 2015).

De maneira geral, a formação do biofilme ao meio suporte se dá pelas seguintes etapas: transporte e adsorção das moléculas orgânicas na superfície, movimento microbiano das células superficiais, adesão dos micro-organismos, formação de

organismos unicelulares e por fim crescimento da micro biota estruturando o biofilme. Em sistemas aeróbios, o oxigênio é consumido à medida que penetra o biofilme, caracterizando zonas aeróbias, anaeróbias, ou ainda anóxica (SANTOS, 2016). O favorecimento a remoção biológica de nitrogênio devido as zonas criadas no material suporte pela formação do biofilme, são destacadas na figura 03.

O processo de tratamento que ocorre nesses sistemas tem participação de grupos de micro-organismos que crescem aderidos no meio suporte utilizado, formando o biofilme. O meio suporte fica imerso no líquido dentro do reator, sendo necessário a presença de oxigênio para que ocorram as conversões bioquímicas realizadas pelas comunidades biológicas formadas. Isso se dá através da inserção artificial de oxigênio nos reatores por meio de difusão de ar ou aeradores mecânicos. O emprego de meio suporte, em reatores biológicos, portanto, consiste na formação de área superficial disponível para crescimento de biomassa, o que por consequência provoca uma elevação no tempo de retenção celular (SOUTO, 2014).

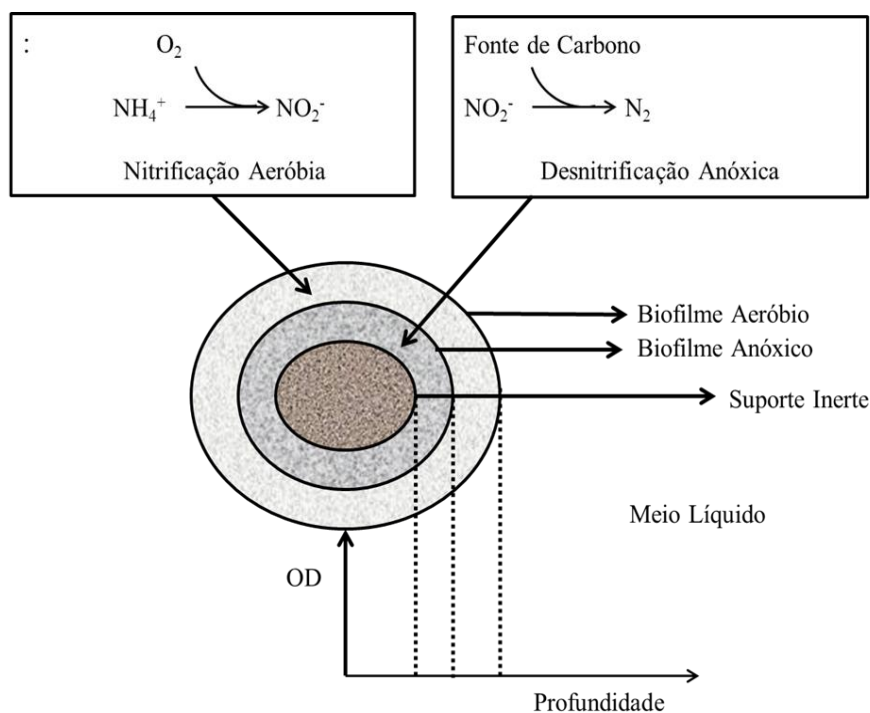


Figura 3. Nitrificação em biofilmes

Fonte: Adaptado de (NEDOVIC *et al.*, 2005).

3.9.1 Meio suporte vegetal (*Luffa cylindrica*)

A bucha vegetal ou bucha *Luffa cylindrica* é um material com aparente alta porosidade e rugosidade. Apresenta baixo custo, sendo facilmente encontrada em diversas regiões brasileiras. Possui por meio de suas características naturais capacidade de promover a adesão de biomassa e formação de biofilme (MAGASSY, 2017). Essas características físicas, como alta área específica, entre outras, confere esse material suporte uma boa ferramenta para utilização em sistemas de tratamento de efluentes (JACOBS; CORREA; PRATES, 2015).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local da pesquisa experimental

A pesquisa foi desenvolvida no laboratório de Tratamento de Águas Residuárias – LabTAR, 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.

Foi construído e monitorado durante o período de estudo um sistema experimental composto por dois reatores biológicos, sendo um aeróbio e um anóxico, (denominado de RAe/Ax), interligados e operados em bateladas sequenciais, com vazão intermitente, para o tratamento de esgoto doméstico. A caracterização geral de funcionamento está representada na figura 04.

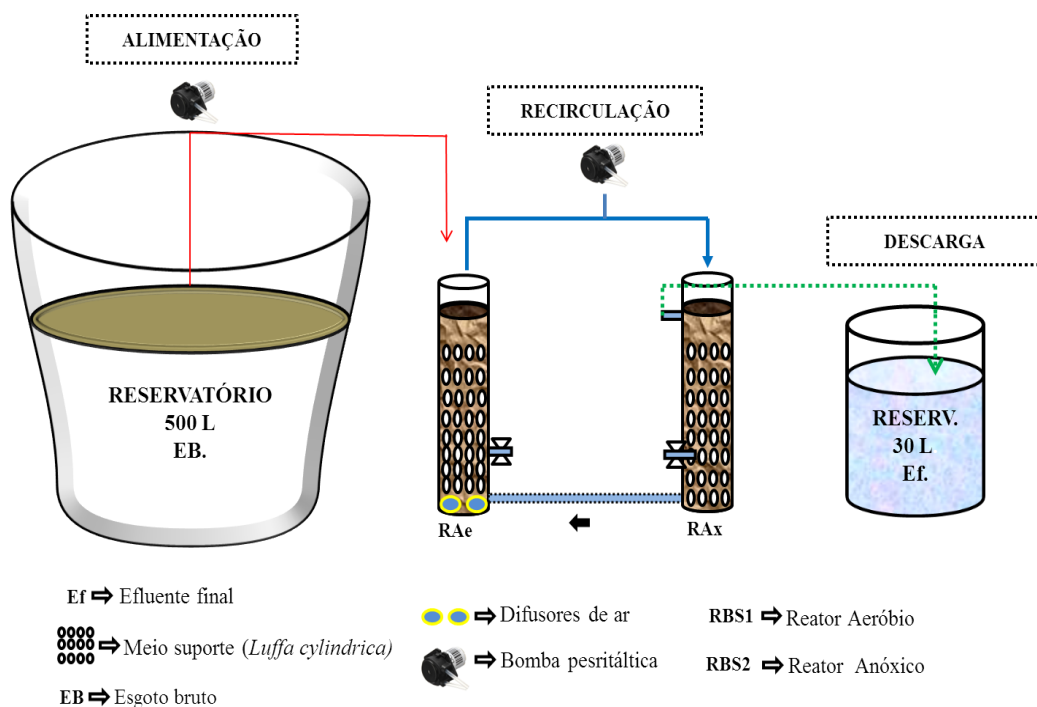


Figura 4. Descrição geral do funcionamento do sistema de tratamento

4.2 Coleta do material

O esgoto afluente ao sistema foi proveniente das redes públicas disponíveis na cidade de Santarém. A coleta foi realizada de forma manual em recipientes plásticos de 50L e encaminhado a um reservatório de 500L, o qual possuía um sistema de homogeneização da massa líquida. Através de uma bomba peristáltica controlada por equipamento programado por circuito eletrônico (temporizador) o sistema era alimentado. A vazão afluente (alimentação) e de recirculação do líquido entre os sistemas foi de 100 ml/min e 110 ml/min, respectivamente, conforme características específicas das bombas peristálticas utilizadas.

4.3 Descrição dos reatores

O sistema foi projetado e construído em material de acrílico em forma cilíndrica, com 49,5 cm de altura e diâmetro de 10 cm, e um volume útil de 3,53 L em cada reator, portanto, 7,06 L no sistema, trabalhando com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 14,12h e Tempo de retenção celular de 10 dias (TRC). Na parte inferior foi instalada uma conexão para favorecer a recirculação do líquido entre os dois reatores, na qual a taxa foi de 79,2 L/dia. Na base do RAE foi instalado difusores de ar para uniformizar a aeração. A descrição detalhada do funcionamento dos reatores do sistema está indicada na figura 05.

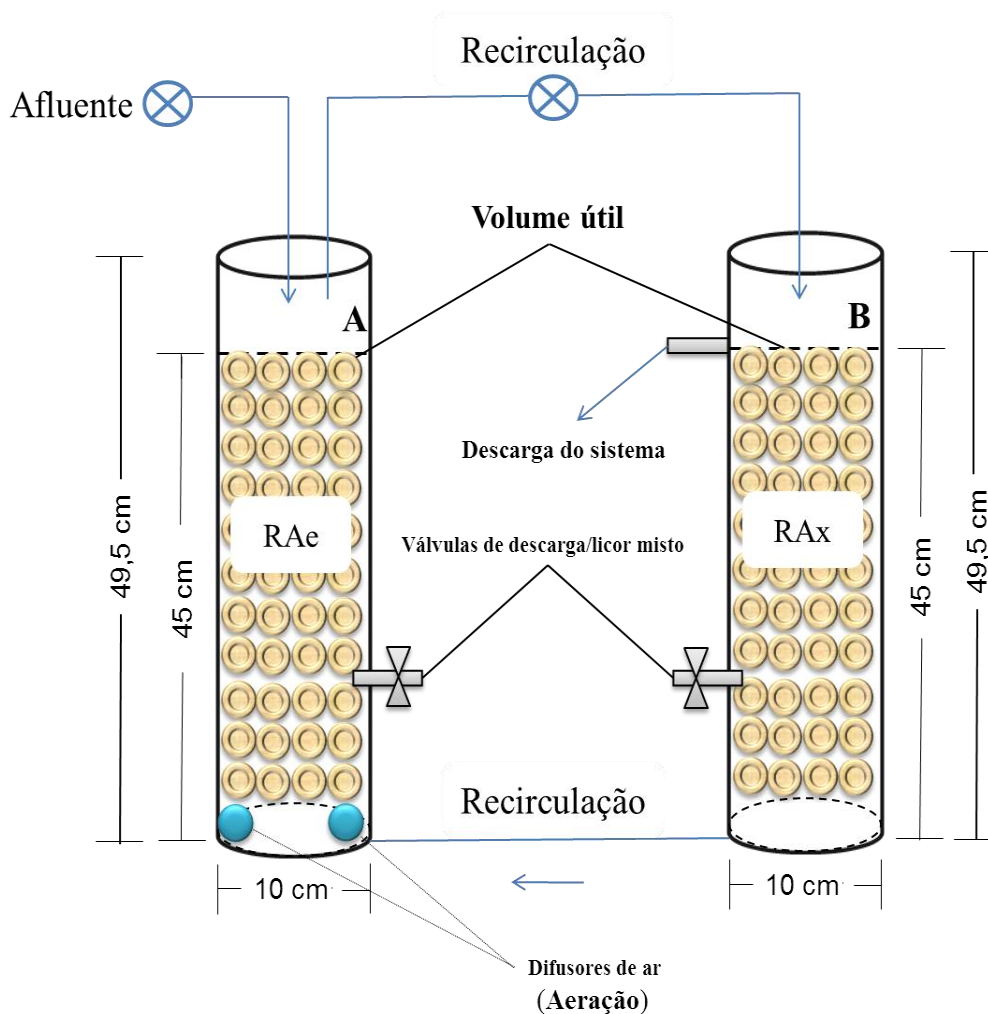


Figura 5. Esquema detalhado do sistema - reatores - (A) reator aeróbio com meio suporte RAe. (B) reator anóxico com meio suporte RAx.

O sistema experimental foi programado para funcionar com vazão intermitente. Portanto, todos os processos como alimentação/descarga, recirculação e fase aeróbia, foram controlados por temporizadores analógicos. A alimentação simultaneamente a descarga do efluente ocorreu com duração de 15 min a cada 6h dentro do período de 24h. Aeração e recirculação se deram em intervalos de 15 min alternadamente entre si, totalizando 12h de funcionamento dia. Da mesma forma, sedimentação/repouso ocorreu durante 30 min a cada 5:30h para um período diário, conforme descritos as primeiras 12h de atividade durante o dia na figura 06.

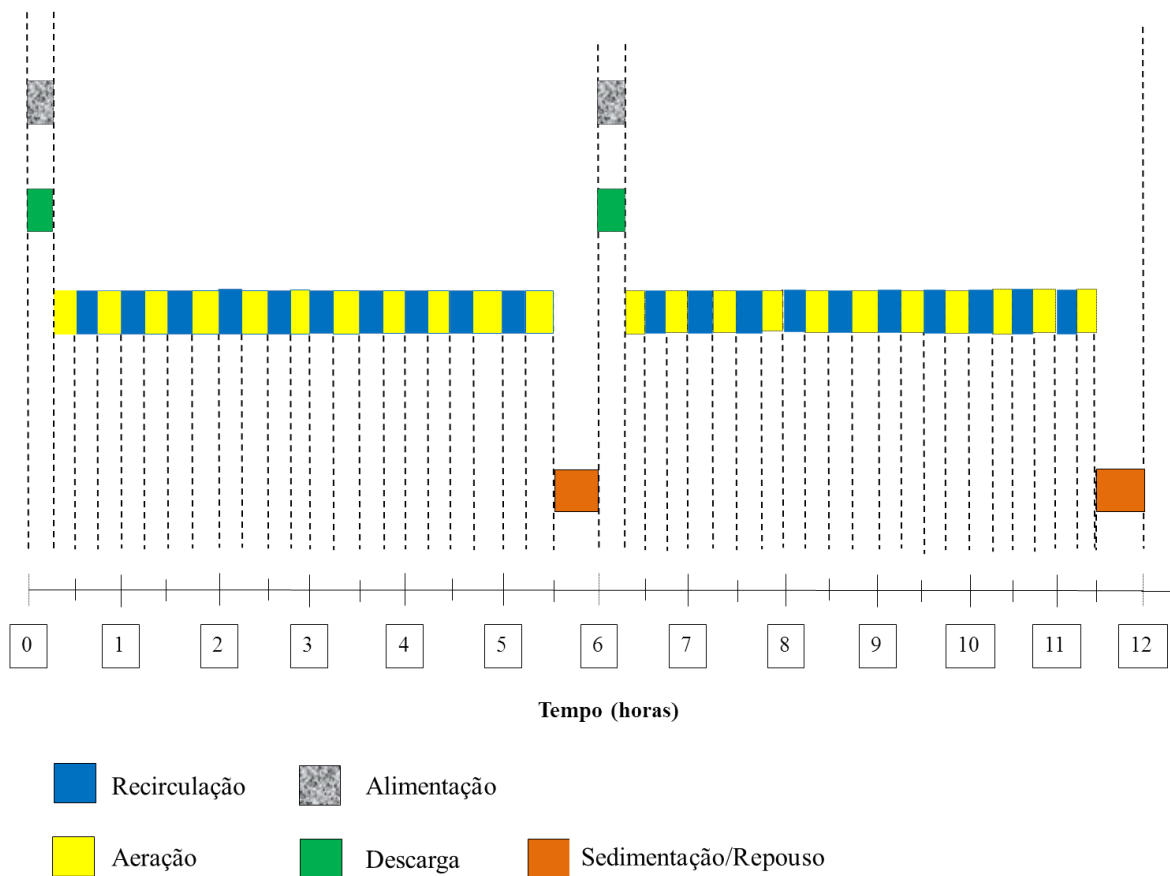


Figura 6. Cronograma da distribuição temporal das fases operacionais aplicadas ao sistema RAe/RAx.

4.4 Meio suporte *Luffa cylindrica* para formação de biofilme

Buscando avaliar o uso de meio suporte natural para agregação de biofilme, os RAe e RAx funcionaram com biomassa aderida, utilizando como meio suporte bucha vegetal (*Luffa cylindrica*) (figura 07), a qual preencheu o volume útil de 100% dos reatores. O volume de vazio para esse meio suporte foi de 92%. A bucha vegetal foi cortada em fragmentos de 4 a 6 cm de diâmetro e 3 cm de altura (figura 07), Foi ocupado no sistema (RAe/Ax) 44 unidades de material suporte, sendo 22 em cada reator.



Figura 7. Meio suporte - *Luffa cylindrica*

Para quantificação da biomassa aderida ao meio suporte e conseqüentemente, avaliar o uso da *Luffa cylindrica* nessa questão, foram coletadas amostras do material suporte retiradas dos reatores e submetidas a um processo de lavagem com 1L de água destilada para cada unidade de material suporte, a fim de separar o lodo gerado. Todos os sólidos desprendidos foram colocados em cápsulas de porcelana. Em seguida, determinados os sólidos segundo métodos preconizados pelo Standard Methods Examination of Water & Wastewater (2012). De posse dessas informações, foi possível estimar a quantidade de sólidos suspensos voláteis por litro de esgoto tratado, associando à quantidade de material suporte presente no sistema.

4.5 Procedimento Analítico

As determinações químicas efetuadas para monitorar os sistemas e verificar o desempenho durante o período experimental seguiram as recomendações do APHA

(2012). No entanto, ácidos voláteis e alcalinidade foram determinados com base no método Kapp descrito por Buchauer (1998).

Tabela 1 - Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho dos reatores.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
*DQO (mgO ₂ /L)	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA, (2012)
pH	Potenciométrico	4500 / APHA, (2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ ⁻ /L)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Alcalinidade AGV(mg/L)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	Salicilato de Sódio Colorimétrico	RODIER (1975) 4500-NO ₂ B. / APHA (2012)
Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	Diazotização	4500-NH ₃ / APHA, (2012)
Amônia (mg N-NH ₄ /L)	Semi-Micro Kjeldahl	4500-P E./ APHA, (2012)
Fósforo e Frações (mg/L)	Ácido Ascórbico	2540 D. / APHA, (2012)
*SST (mg/L)	Gravimétrico	2540 E. / APHA, (2012)
*SSV (mg/L)	Gravimétrico	(2012)

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal; NTK– Nitrogênio Total Kjeldahl; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixos.

4.6 Análises de dados

Os dados obtidos após as análises dos parâmetros, foram tabulados com auxílio da ferramenta software *Excel* 2010 (Microsoft Office ®) e gráficos construídos com auxílio do programa estatístico computacional PAST®.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Estão aqui apresentados os resultados e comportamento dos principais parâmetros físicos e químicos referentes ao período de monitoramento do sistema experimental, tratando esgoto doméstico. Os resultados para pH, Alcalinidade Total e Ácidos Graxos Voláteis tiveram 19 amostras avaliadas, distribuídas no período de 3 meses de monitoramento. DQO total, Nitrito, Nitrato e Nitrogênio amoniacal e Sólidos com 4 amostras semanais dentro do último mês de monitoramento.

Na figura 08 estão apresentados os resultados de pH durante o monitoramento do sistema experimental (RAe/RAx).

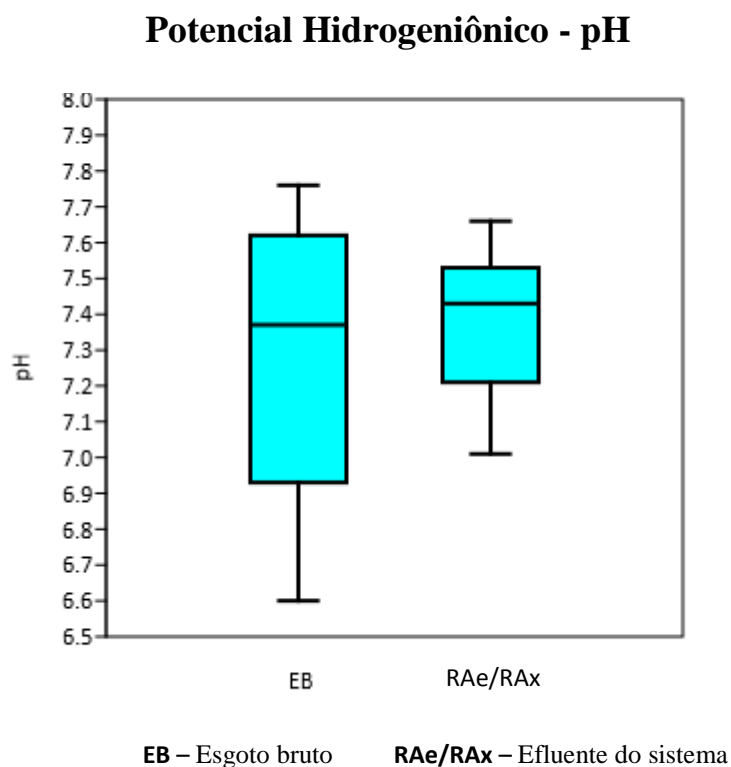


Figura 8. Comportamento do pH verificado no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.

Observa-se que os valores do afluente variaram dentro da faixa de 6,5 a 8 unidades de pH, a qual é considerada satisfatória para que ocorra os processos biológicos de remoção de nitrogênio como nitrificação e desnitrificação (VON SPERLING, 2005).

As concentrações médias do afluente (EB) e do efluente do reator Aeróbio-anóxico (RAe/Ax) foram de 7,27 e 7,38 unidades de pH, respectivamente. Os valores dos quartis (Q_1 e Q_3) referentes ao esgoto bruto foram, nesta mesma ordem, 6,93 e 7,62 unidades de pH, enquanto que o efluente do sistema apresentou os valores de 7,21 e 7,53. Isto indica que 75 % (Q_3) dos dados obtidos estão abaixo de 7,62 no afluente e de 7,53 (Q_3) no efluente, respectivamente. Da mesma forma, 25% (Q_1) dos dados estão abaixo dos valores 6,93 e 7,21, no afluente (EB) e efluente final do sistema, respectivamente. A amplitude interquartil foi de 0,69 encontrada para o EB e menor valor, de 0,32 para o RAe/Ax, indicando maior precisão de dados e evidenciando boa estabilidade do sistema.

Costa e Machado, (2016) em estudos utilizando sistema anaeróbio-aeróbio para tratamento de esgoto doméstico, encontraram no afluente valores de pH que variavam entre 7,0 e 8,0 unidades de pH, enquanto que, no efluente final obtiveram 25% dos resultados com valores abaixo de 7,2.

Valores semelhantes aos encontrados neste estudo foram obtidos em trabalho realizado para tratamento de esgoto doméstico em regime de recirculação com utilização de reator anaeróbio – anóxico, seguido de reator aeróbio com meio suporte, com valores variando entre 7,0 e 8,0, considerados favoráveis ao processo de nitrificação (HENRIQUE *et al.*, 2014).

Na figura 09 estão apresentados os resultados do comportamento da Alcalinidade Total no durante o monitoramento do sistema experimental (RAe/Ax).

Alcalinidade Total

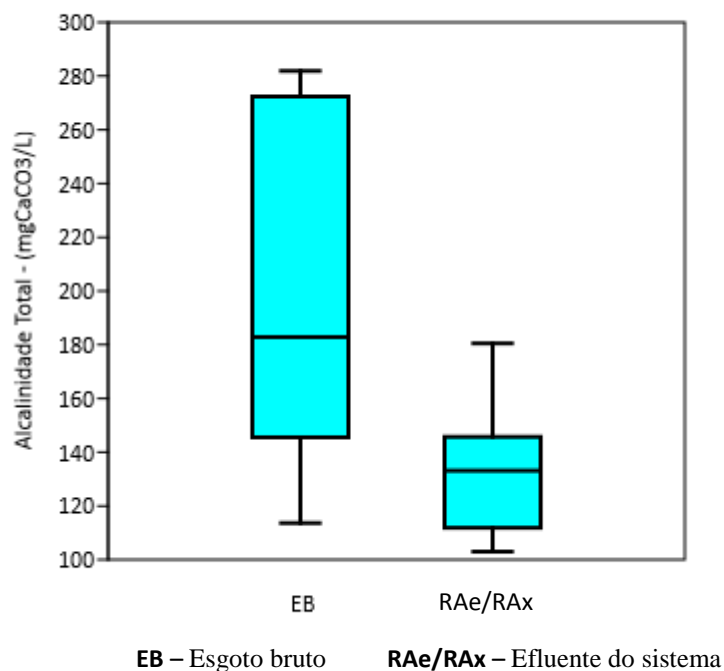


Figura 9. Comportamento da alcalinidade total verificada no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.

O desempenho na remoção de nitrogênio amoniacal pôde ser verificado por meio dos valores de alcalinidade total produzida/consumida (Figura 09). Nota-se consumo de alcalinidade total, confirmando o processo de nitrificação.

A alcalinidade total encontrada no esgoto bruto apresentou concentração média de 201,36 mgCaCO₃/L e no efluente essa concentração foi de 133,19 mgCaCO₃/L. Os valores dos quartis (Q₁ e Q₃) foram nesta ordem, no afluente 145,55 e 272,36 mgCaCO₃/L, respectivamente, e no efluente 111,83 e 145,68 mgCaCO₃/L, respectivamente. A amplitude interquartil no efluente foi de (d = 33,85 mgCaCO₃/L).

Magri *et al.* (2013), estudando a otimização do processo de nitrificação com uso de conchas de ostras como material suporte em reatores aeróbios com biomassa fixa tratando esgoto doméstico, obteve valores médios de $283,8 \pm 144,8$ e $100,5 \pm 39,6$ mgCaCO₃/L no afluente e efluente do sistema, respectivamente. Confirmando nitrificação.

A figura 10 representa os resultados de Ácidos Graxos Totais (AGV), obtidos durante o monitoramento do sistema.

Ácidos Graxos Voláteis

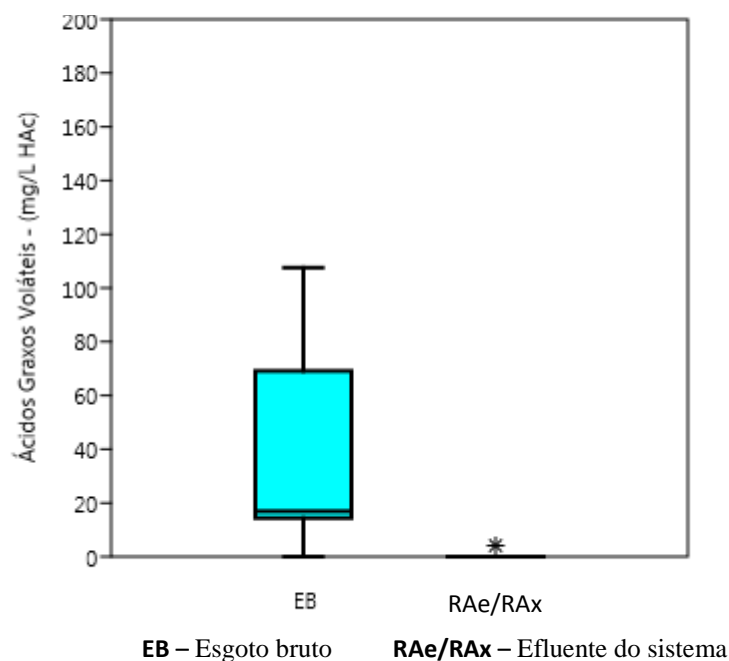


Figura 10. Comportamento de Ácidos Graxos Voláteis verificado no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.

Foi observado um elevado consumo de ácidos graxos voláteis (AGV) no sistema RAe/Ax, com concentração média de 0,22 mgH_{Ac}/L e afluente com concentração média de 36,66 mgH_{Ac}/L.

Souto (2014), estudando um sistema híbrido para remoção de nitrogênio de esgoto sanitário obteve 102 mgH_{Ac}/L no afluente, contudo aplicando uma fase de avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico anaeróbio e aeróbio lisado por ação induzida, constatou maior consumo de AGV, obtendo concentração média de 2,0 mgH_{Ac}/L no efluente final. Destacou que a presença de AGV em ambiente anóxico é importante para a remoção de nutrientes como nitrogênio no processo de recirculação, uma vez que na desnitrificação, bactérias heterotróficas facultativas degradam este material utilizando nitrato ou nitrito.

Na figura 11 estão representados os resultados referentes a remoção da matéria orgânica na forma de DQO Total.

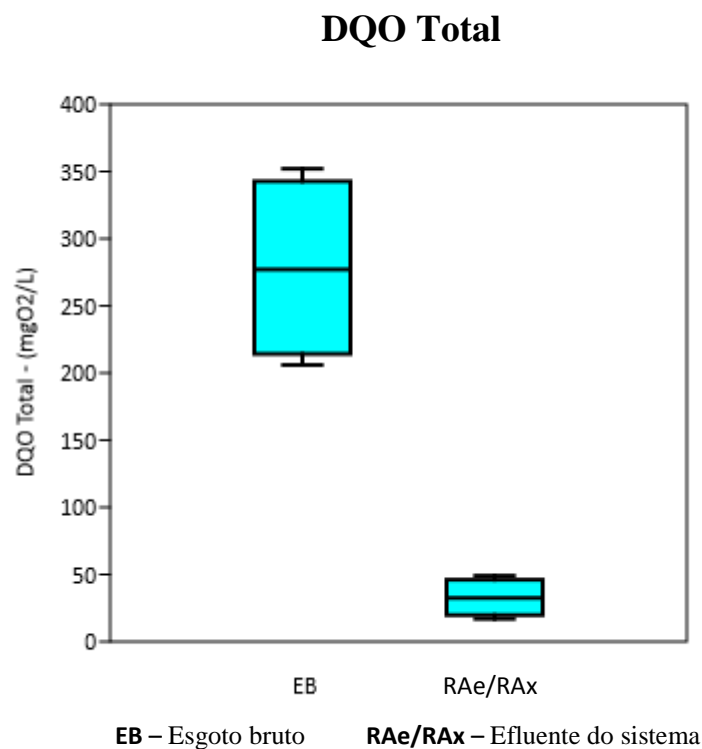


Figura 11. Comportamento da DQO Total verificada no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.

Pode-se perceber que a matéria orgânica foi removida satisfatoriamente, uma vez que o EB apresentou concentração média de DQO Total de 278 mgO₂/L e no efluente essa concentração foi de 32,75 mgO₂/L. Representando uma remoção média de material orgânico na forma de DQO de aproximadamente 88%.

Estudos realizados por Moraes (2015), objetivando remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reatores compartimentados anaeróbio/anóxico e aeróbio tratando esgoto doméstico, obtiveram remoção média de 80% da DQO bruta. Percentual de remoção abaixo do encontrado neste estudo.

Analisando a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio e fósforo total em filtro biológico contendo esponja vegetal, Silva; Dias e Beltrame (2015), alcançaram valores médios de 167,5 mgO₂/L e 28,9 mgO₂/L de material orgânico na forma de DQO para afluente e efluente, respectivamente. O percentual de remoção do sistema foi de 82,9%.

Correa, (2015), utilizando reator de leito estruturado com recirculação submetido à aeração intermitente no tratamento de esgoto sanitário, conseguiu melhores resultados

para efluente final, com concentrações médias de DQO Total 17 ± 17 mgO₂/L e percentual de remoção de $94 \pm 7\%$ de DQO total.

Já em estudo em sistema combinado anaeróbio – aeróbio, Foco e Nour (2014), trabalhando com filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso com recirculação da fase líquida, obtiveram resultados nos valores médios de 713 ± 287 no afluente e 70 ± 23 no efluente final.

Lamego Neto e Costa, (2011) tratando esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais para remoção de matéria orgânica e nutrientes em três etapas realizadas no estudo, obtiveram remoção de matéria orgânica na forma de DQO Total em torno de 80 % com concentrações médias no efluente entre 15 e 315 mgO₂/L.

A figura 12 representa os resultados de Nitrogênio amoniacal, obtidos durante o monitoramento do sistema.

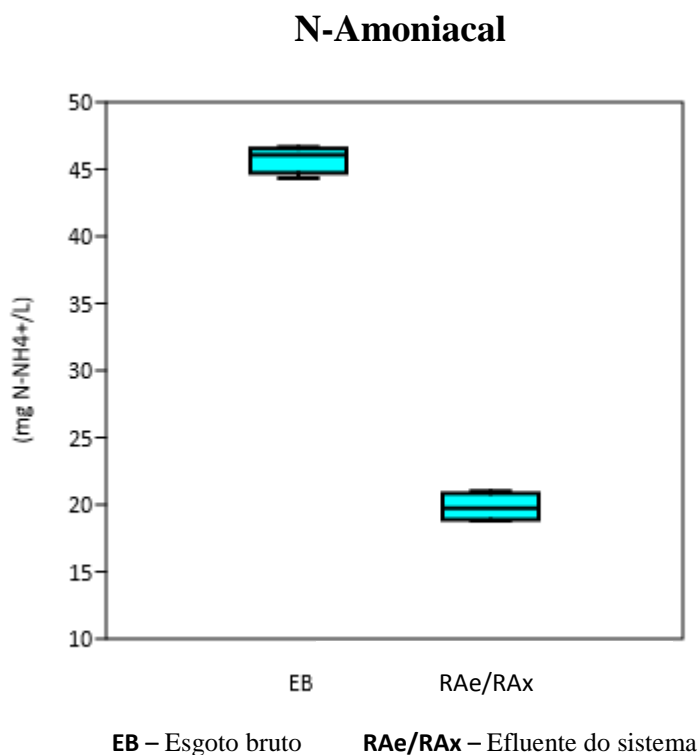


Figura 12. Comportamento do Nitrogênio Amoniacal verificado no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.

Pode-se observar que houve remoção das concentrações de nitrogênio amoniacal no sistema (figura 12). O afluente apresentou concentração média de 45,78 mg N-NH₄⁺/L, enquanto que, no efluente do RAe/Ax a concentração média foi de 19,82 mgN-

NH_4^+ /L. O tratamento portanto, produziu efluente com concentração de nitrogênio amoniacal abaixo do valor preconizado para padrão de lançamento, estabelecido na Resolução CONAMA 430/2011, a qual estabelece um valor limite para nitrogênio amoniacal total de 20 mgN/L. Os resultados evidenciam remoção de nitrogênio por meio do processo de nitrificação seguido da desnitrificação.

Os valores interquartis encontrados foram: no afluente ($d = 1,83 \text{ mgN-NH}_4^+$ /L) e efluente ($d = 1,96 \text{ mgN-NH}_4^+$ /L).

Wagner e Costa (2015), tratando esgoto doméstico em reator de bateladas sequencias com grânulos aeróbios, e estudando a formação de grânulos e do efeito da duração do ciclo na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo, obtiveram melhor resultado na remoção de NH_4^+ no valor médio de 69%. O melhor desempenho na remoção de NH_4^+ está relacionado com a idade de lodo, o que permitiu o enriquecimento de bactérias de crescimento lento, como os organismos nitrificantes.

Correa *et al.* (2016), estudando o comportamento da remoção de matéria orgânica (DQO) e nitrogênio amoniacal em reator de leito estruturado operado sob aeração intermitente alcançou o percentual de remoção de nitrogênio amoniacal máxima de 70%, com concentração média efluente de $21 \pm 16 \text{ mgN-NH}_4^+$ /L.

A figura 13 representa o comportamento do nitrito no afluente em relação ao efluente no sistema RAe/Ax. As concentrações médias de nitrito no EB e RAe/Ax observadas, foram de 0,03 e 0,36 mgNO_2^- /L, respectivamente. A variação interquartil foi de ($d = 0,025 \text{ mgNO}_2^-$ /L) no EB e ($d = 0,3 \text{ mgNO}_2^-$ /L) no efluente final. Diante dos resultados, observa-se que houve nitrificação parcial do nitrogênio amoniacal produzindo efluente final dentro dos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005, para qual o limite máximo é de 1,0 mgNO_2^- /L.

Correa *et al.* 2016, verificando o comportamento de remoção da matéria orgânica (DQO) e nitrogênio amoniacal em reator de leito estruturado operado sob aeração intermitente, tratando esgoto doméstico, encontraram concentrações médias de $0,04 \pm 0,06 \text{ mgNO}_2^-$ /L e $0,4 \pm 0,3 \text{ mgNO}_2^-$ /L no afluente e efluente final, respectivamente.

Na figura 13 está representado os resultados de Nitrogênio amoniacal, obtidos durante o monitoramento do sistema.

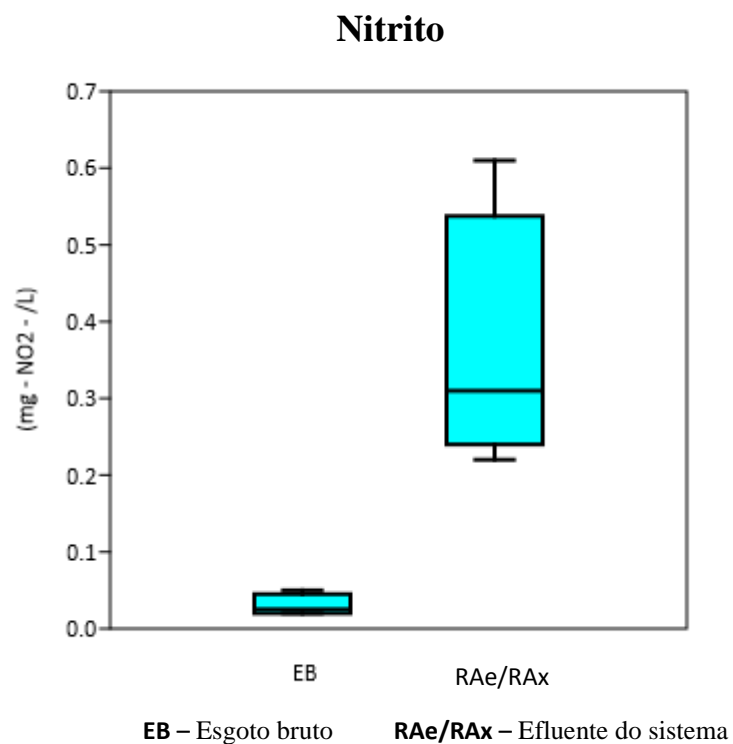


Figura 13. Comportamento do Nitrito verificado no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.

Oliveira (2015), avaliando a remoção de nitrogênio via nitrificação e desnitrificação simultânea em reator biológico com leito móvel obteve concentrações médias de $0,32 \pm 0,20$ mgNO₂⁻/L no afluente e $1,06 \pm 0,45$ mgNO₂⁻/L no efluente final.

A figura 14 está representado os resultados do comportamento do Nitrato, obtidos durante o monitoramento do sistema.

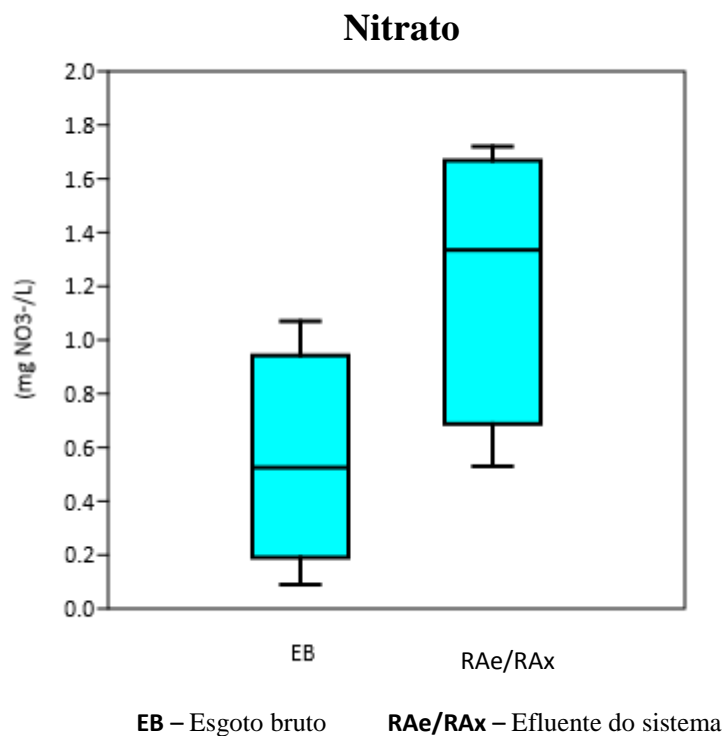


Figura 14. Comportamento do Nitrato no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.

Verificando o comportamento do nitrato no sistema (figura 14). Nota-se que a concentração média no EB foi de $0,55 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$ e $1,23 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$ no efluente final. Os valores interquartis encontrados foram de ($d = 0,75 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$) no esgoto bruto, e ($d = 0,98 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$) no efluente final. O aumento na concentração de nitrato no sistema, indica a presença do processo de nitrificação, o qual ainda produziu efluente final dentro dos padrões exigidos pela legislação ambiental, conforme resolução do CONAMA n° 357/2005, que define limite máximo de $10 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$.

Buscando a remoção de nitrogênio em reator aeróbio com biomassa imobilizada, utilizando como material suporte *Luffa cylindrica* tratando esgoto doméstico, Sousa *et al.* (2009), encontraram valores referentes a concentração de nitrato que variaram de 30 a $42 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$ no efluente final.

Avaliando o desempenho de sistema combinado anaeróbio – aeróbio na remoção de nitrogênio, tratando esgoto sanitário e aplicando diferentes cargas orgânicas de DBO, Foco e Nour (2014), obtiveram melhores resultados com valor médio de $3,4 \pm 4,1 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$.

Observa-se na figura 15 o comportamento das concentrações de fosfato durante a avaliação experimental. As concentrações médias de fosfato afluente e efluente final foram de 2,84 e 2,16 mgPO₄³⁻/L, respectivamente. Evidenciando uma remoção de apenas 23,93%. Os quartis (Q₁ e Q₃) foram respectivamente, de 2,37 e 3,34 mgPO₄³⁻/L no EB e 1,88 e 2,36 mgPO₄³⁻/L no efluente do sistema RAe/Ax.

Com estes resultados, observou-se que não houve remoção satisfatória de fósforo na forma do íon fosfato, uma vez que o sistema RAe/Ax não foi projetado especificamente para esse fim. Desse modo, para que houvesse remoção desse parâmetro, maior descarte de lodo do sistema seria necessário, acarretando assim, na alteração de tempo de retenção celular, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica aplicada, bem como, alteração no ciclo operacional. Neste sentido, fica limitado realizar este processo em ambiente com biomassa aderida.

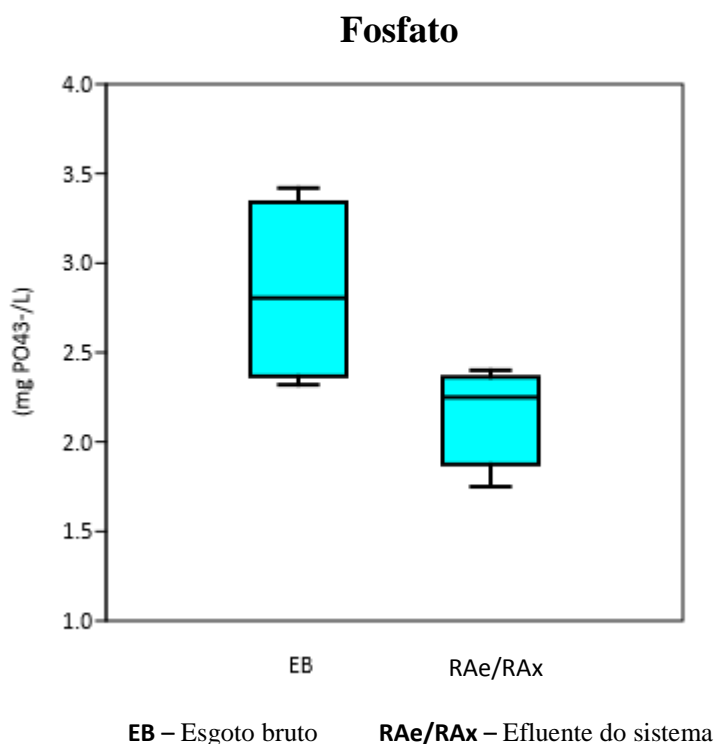


Figura 15. Comportamento do íon fosfato verificado no esgoto bruto e efluente do RAe/RAx.

No Quadro 01 estão apresentados os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis referentes as

determinações semanais do afluente, efluente, biomassa aderida ao material suporte *Luffa cylindrica* e licor misto (descarte de lodo):

Quadro 01- Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão de SST e SSV

	Afluente		Efluente		Biomassa Aderida		Licor Misto	
	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Máximo	120	94	6	4	1550	1065	84	48
Mínimo	40	14	4	4	726	432	48	28
Média	78	57,33	5	4	1217	714	66	38
Desvio Padrão	40,15	40,41	1,41	0	434,1	322,09	25,46	14,14

Observa-se no Quadro 01 que houve considerável remoção de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis, com percentual de 93,59% para sólidos suspensos totais e 93,02% para sólidos suspensos voláteis, comparando afluente e efluente final do sistema.

Sousa *et al.* (2009), tratando esgotos domésticos em reator aeróbio com biomassa imobilizada, obteve percentuais médios de remoção para estes parâmetros, com valores entre 90 e 91%, ligeiramente abaixo do encontrado neste estudo.

Devido os resultados apresentados, nota-se que o material suporte *Luffa cylindrica* apresenta alta área específica e proporciona condições ótimas para fixação/suporte de microrganismos e formação de biofilme, com concentração média de 714 mgSSV/L.

Jacobs; Correa e Prates (2015), estudando a formação de biofilme em diferentes materiais suportes no tratamento de esgoto sanitário, obteve resultados satisfatórios para a bucha vegetal *Luffa cylindrica* com concentração média de $2,65 \pm 0,98$ g/g de sólidos aderidos/grama de material suporte.

A alta eficiência de adesão de microrganismos ao material suporte (*Luffa cylindrica*), pode ser atribuído a sua estrutura. Nesse sentido, Ogbonna *et al.* (2001), afirmam que quanto maior a área disponível por unidade de volume, maior será a comunidade microbiana e eficiência do sistema. Segundo Sousa *et al.*, (2009) a área específica da bucha vegetal *Luffa cylindrica*, varia 850 a 1000 m². m⁻³.

- **Quantificação da biomassa aderida**

Conhecendo o volume e quantidade do material, foi possível estimar a quantidade de sólidos suspensos voláteis por litro de esgoto tratado. Considerando 44 unidades de material suporte no sistema e valor médio 714 mgSSV/L ou 0,714 g SSV/L correspondente a biomassa aderida por unidade de material suporte, estima-se no total 31,42 gSSV de biomassa aderida no sistema. Sendo 4,45 g SSV/L ou 4500 mgSSV/L.

Van Handel e Marais (1999) afirmam que valores a partir de 3000 mgSSV/L são ideais para um funcionamento satisfatório em sistemas de lodos ativados.

6 CONCLUSÕES

Os parâmetros físicos e químicos analisados durante o monitoramento do sistema experimental, indicaram desempenho satisfatório do sistema, produzindo efluente dentro dos padrões de lançamento definidos na legislação ambiental, principalmente no que se refere a remoção de matéria orgânica e nitrogenada.

A *Luffa cylindrica*, conforme os resultados apresentados, mostrou-se favorável ao processo de formação de biofilme para tratamento de esgoto, evidenciando seu potencial uso como meio suporte para agregação de biomassa e otimização do tratamento na remoção de nutrientes.

REFERÊNCIAS

- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard method for the examination of water and wastewater*. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.
- ARAÚJO, B. M.; SANTOS, A.S. P.; SOUZA, F. P. *Comparativo econômico entre o custo estimado do reúso do efluente de ETE para fins industriais não potáveis e o valor da água potável para a região sudeste do Brasil*. *Exatas & Engenharia*, v. 7, n. 17, 2017, p. 51-67.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA Resolução 430 de 13 de Maio de 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes*, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2011. Diário Oficial da União N° 92, EM 16/05/2011, pág. 89.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. *Manual de Saneamento* Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 4 ed. – Brasília: Funasa, 2015.
- 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, 1998, p.49-56.
- CAMPOS, C. M. M; CARMO, F. R. D; BOTELHOS, C. G; COSTA, C. C. D. *Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial*. *Ciência Agrotecnologia*, Lavras, v. 30, n. 1, 2006, p. 140-147.
- CORREA, C.Z. *Reator de leito estruturado com recirculação submetido à aeração intermitente no tratamento de esgoto sanitário*. 2015. 50f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2015.
- CORREA, C. Z.; PRATES, K.V.M.; AZEVEDO, C.S.; LOPES, D.D.; RODRIGUES, E.A.; PETERLINI, G.; BARANA, A.C. *Comportamento da remoção de matéria orgânica (DQO) e nitrogênio amoniacal em um reator de leito estruturado operado sob aeração intermitente*. *Scientia Plena*, v. 12, n. 3, 2016.
- COSTA, R. C.; MACHADO, L. C. G. T.; *Avaliação da eficiência de remoção de DQO em sistema anaeróbio-aeróbio, no tratamento de esgoto doméstico*. *Blucher Engineering Proceedings*, v. 3, n. 2, 2016, p. 484-491.
- CIMINELLI, T. S.V.; BARBOSA, F.A.R.; TUNDISI, J.G.; DUARTE, A.H. *Recursos Minerais, Água e Biodiversidade*. *Química Nova na Escola*, n. 8, 2014. p.39-45.
- CHAO, I. R. S. *Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2006.
- FERREIRA, Eduardo S. I-12 1- *Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica*. 2000.

FOCO, M. L. R.; NOUR, E. A. A. *Desempenho de sistema combinado anaeróbio-aeróbio na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto sanitário*. Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas, v. 35, n. 2, 2014, p. 131-138.

GADÊLHA, D. A. C. *Desempenho de Reator Vertical de Fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, para a remoção de nitrogênio de efluente de UASB tratando águas residuárias domésticas*. 2013. Tese de doutorado. Universidade de São paulo, 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 Sanitaria e Ambiental., v.15, n. 2, 2010, p. 197-204.

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, 2014, p. 103-113.

HENZE, M; HARREMOËS, P.; JANSEN, J. L. C.; ARVIN, E. (1997). *Wastewater treatment*, 2.ed. Germany, Springer.

JACOBS, A. C. P.; CORREA, C. Z.; PRATES, K. V. M. C.. *Formação de biofilme em diferentes materiais suporte no tratamento biológico de esgoto sanitário*. Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 11, n. 8, 2015, p. 95-109.

KISPERGHER, E. M. *Digestão anaeróbia de efluentes da indústria de alimentos*. 2013. 99f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2013.

LAMEGO NETO, L. G.; COSTA, R. H. R. da. *Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P)*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.16, n.4, 2011, p. 411-420.

MAGASSY, T. B. *et al. Utilização da bucha vegetal de Curcubitácea como material suporte em reator anaeróbio de leito fixor*. Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas, v. 11, n. 2, 2017, p. 142-153.

MAGRI, M. E.; ZAGANI. J.G.; RAMOS, S.R.A., PHILIPPI, L.S. *Otimização do processo de nitrificação com o uso de conchas de ostras como material suporte em reatores aeróbios com biomassa fixa*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 18, n. 2,2013, p. 123-130.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de Efluentes e Recursos Hídricos*. 5ª Edição, p.4, 2011.

MORAIS, J.C. *Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reatores compartimentados anaeróbio/anóxico e aeróbio tratando esgoto doméstico*. Tese (Doutorado) Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2015.

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), Publicação PTARH.DM-173/2015, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2015.

NEDOVIĆ, V. Wilaert, R. LESKOŠEK-ČUKALOVIĆ, I. OBRADOVIĆ, B.; BUGARSKI, B. *Beer production using immobilised cells. In: Applications of cell immobilisation biotechnology.* Springer, Dordrecht, 2005. p. 259-273.

NETO, L. G. L; COSTA, R. H. R. *Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P).* Engenharia sanitária ambiental, v. 16, n. 4, 2011, p. 411-420.

NÓBREGA, E. O. *Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado.* 2009. 82 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de CampinaGrande, Campina Grande, 2009.

OGBONNA, J. C.; MASHIMA, H.; TANAKA, H. *Scale up of fuel ethanol production from sugar beet juice using loofa sponge immobilized bioreactor.* Bioresource Technology, v. 76, n. 1, 2001, p. 1-8.

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.

OSELAME, M.C. *Simulação e calibração de reator em bateladas sequenciais (RBS) no tratamento de esgoto sanitário em escala real.* 2013. 143f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2013.

SANTOS, R.F. *Estudo sobre a utilização do reator biológico com biomassa aderida em espuma de poliuretano no tratamento de esgoto sanitário.* 126f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão e Tecnologia em sistemas biológicos) – Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza, São Paulo, 2016.

SANTOS, E. V. M. *Desnitrificação em sistemas de lodo ativado.* 2009. 114f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande(UFCG), Campina Grande, 2009.

SEVIOUR, R J.; MINO, T; ONUKI; M.,The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems. Institute of Environmental Studies, University of Tokyo, Tokyo, FEMS Microbiology Reviews, 2003. 29 p.

SILVA, A.M. L.; DIAS, M. V.; BELTRAME, P. L. *Análise da eficiência de remoção de demanda química de oxigênio e fósforo total pelo filtro biológico de esponja vegetal.* Anais do IV SIGA Ciência (Simpósio Científico de Gestão Ambiental), 2015.

SILVA, G. H.; MARTINS, C. L. *Avaliação do processo de remoção biológica de fósforo de reator em bateladas sequencias (RBS), com diferentes condições operacionais, utilizando ensaios respirométricos e de biodesfosfatação em bancada.* 2016.

- SILVA FILHO, H. A. *Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado*. 2009. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.
- SOARES, S. F.A.; ARAÚJO, S. A.; RODRIGUES, A.U.N.; CUNHA, C.N. *Compensação ambiental devido à falta de tratamento de esgotos domésticos no município de Campanha (MG)*. *Ambiência*, v.12, Ed. Especial, 2016, p. 831-839.
- SOUSA, J. T.; AGRA, C.A.; HENRIQUE, I.N.; BRASIL, D.P.; SANTOS, E.C. *Tratamento aeróbico de esgotos domésticos utilizando bucha vegetal (luffa cylindrica) como suporte para biomassa imobilizada*. *Tecnologia e Tendências*, v. 8, n. 1,2009, p. 39-48.
- SOUTO, A. L. D. F. *Sistema híbrido para remoção biológica de nitrogênio de esgoto sanitário*. 2014. 96p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2014.
- SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. *Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors*. *Bioresource Technology*, v. 61,1997, p. 151-157.
- THANS, F. C. *Controle Operacional de Reator em Bateladas Sequenciais (RBS): Ajustes na Concentração de Oxigênio Dissolvido Visando a Remoção de Nutrientes*. 2008. 108f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2008.
- VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. v. R. (1999). *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações*.Campina Grande: Epgraf, 472 p.
- VON SPERLING, M. *Lodos ativados*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1997. 416 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1997.
- VON SPERLING, M. *Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria do fluxo de sólidos*. *Engenharia sanitária e ambiental*, v. 6, n. 3, 2001,p. 147-156.
- VON SPERLING, M. *Lodos ativados*. Vol.4. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte 2ªEd. 2002,428p
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. *Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2005, 452p.
- WANG, D. *et al*. Biological Phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 13, 2008, p. 5466-5473.
- WAGNER, J.; COSTA, R. H. R. *Reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios: estudo da formação dos grânulos e do efeito da duração do ciclo na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico*. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 20, n. 2, 2015,p. 269-278.

WHANG, L.-M.; PARK, J.K. *Competition between Polyphosphate-and GlycogenAccumulating Organisms in Enhanced-Biological Phosphorus-Removal Systems:Effects of Temperature and Sludge Age*. Water Environ. Res. 78 (1),2006, p. 4–11.

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

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