



CIRLENE TAGLIATTI DA SILVA

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DE DIFERENTES TEMPOS DE
AERAÇÃO EM FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO
NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGENADA**

**LAVRAS- MG
2019**

CIRLENE TAGLIATTI DA SILVA

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DE DIFERENTES TEMPOS DE AERAÇÃO EM FILTRO
BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E
NITROGENADA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dra. Camila Silva Franco
Orientadora

LAVRAS – MG
2019

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Silva, Cirlene Tagliatti da.

Avaliação do efeito de diferentes tempos de aeração em filtro biológico aerado submerso na remoção de matéria orgânica e nitrogenada / Cirlene Tagliatti da Silva. 2019.

79 p.: il.

Orientador(a): Camila Silva Franco.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. aeração. 2. oxigênio dissolvido. 3. Eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio. I. Universidade Federal de Lavras.

II. Título.

CIRLENE TAGLIATTI DA SILVA

AVALIAÇÃO DO EFEITO DE DIFERENTES TEMPOS DE AERAÇÃO EM FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGENADA

EVALUATION OF THE EFFECT OF DIFFERENT AERATION TIMES ON SUBMERGED AERATED BIOLOGICAL FILTER IN THE REMOVAL OF ORGANIC MATTER AND NITROGENED

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 31 de janeiro de 2019

Dra. Camila Silva Franco - UFLA

Dr. Mateus Pimentel de Matos - UFLA

Dra. Rosângela Francisca de Paula Vitor - UNINCOR

Dr. Ronaldo Fia - UFLA

Prof. Dra. Camila Silva Franco
Orientadora

**LAVRAS – MG
2019**

AGRADECIMENTO

Primeiramente, agradeço a Deus pela oportunidade de cursar este mestrado, e ter preparado todas as coisas para que este objetivo se concretizasse, abrindo todas as portas necessárias. Porque dele, por ele, e para ele são todas as coisas!

Na oportunidade agradeço também,

- Minha família por todo apoio e incentivo.
- A Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SEMA) e a Prefeitura de Porto Velho por terem concedido o tempo necessário, bem como todo o suporte para esta capacitação.
- A Universidade Federal de Lavras, em especial o Departamento de Engenharia Ambiental e ao programa de Pós-Graduação Tecnologias e Inovações Ambientais.
- Aos professores, especialmente a minha orientadora Camila, por todo auxílio e compreensão.
- Aos alunos do projeto, Maryna, Igor, Matheus, além de outros que participaram por menor período, por todo esforço e comprometimento com a pesquisa.
- Aos alunos de pós-graduação e companheiros de laboratório por toda parceria e também por compartilhar o conhecimento. Estendo ainda mais para o Lucas, Fernando, e aos técnicos Alex e Juliana que me ensinaram todas as análises e deram todo o suporte dentro do laboratório.
- Aos técnicos da ETE-UFLA por toda colaboração nas coletas.
- Aos amigos da vida!!!

RESUMO

O Lançamento inadequado de esgoto gera consequências negativas ao meio ambiente, comprometendo principalmente os corpos hídricos. Desta forma, exige-se cada vez mais a utilização de sistemas de tratamentos com alta eficiência de remoção de poluentes, como por exemplo, Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS), reator aeróbio que requer presença de O₂, que é fornecido mecanicamente com ônus de custo energético. Nesse contexto, estudou-se o sistema de aeração de 6 FBAS empregados no pós-tratamento de 6 reatores anaeróbios tipo UASB da estação de tratamento de efluentes da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA). Os FBAS são de escoamento ascendente com meio suporte preenchido com *pall rings* e grades de polipropileno que operam em regime de aeração contínua, gerando aproximadamente um consumo diário de 298 kW. Assim, objetivou-se avaliar as condições de operação do FBAS que proporcione elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e nitrogenadas a menores demandas energéticas. As pesquisas ocorreram a partir do monitoramento do oxigênio dissolvido (OD), e conjuntamente realizou-se coletas do afluente e efluente do FBAS, a fim de obter dados das variáveis de DQO, NTK, N-NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, pH e temperatura que foram analisadas seguindo a metodologia do *Standard Methods*, com intuito de verificar as eficiências do tratamento. Inicialmente estudou-se o conjunto de 6 FBAS dispostos em série, nestes foram observados diferentes concentrações de OD ($p < 0,05$), sendo o 6º reator o menos oxigenado, com menor média de OD de 5 mg.L⁻¹. No entanto, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) quanto as eficiências de remoção de DQO e NTK, que apresentaram valores médios de $83 \pm 7\%$ e $69 \pm 11\%$ respectivamente, e ainda houve acúmulo de nitrato no efluente final. A partir do 6º reator, testaram-se 4 tempos de aeração: aeração contínua, AC (24h) e aeração intermitente, AI (12h), (6h) e ciclo (2:4h). Os dados demonstraram bons resultados para remoção de DQO, N-NH₄⁺ e eficiência de nitrificação tanto para AC quanto para AI com médias acima de 81%, 65% e 60%, respectivamente, que diferiram significativamente ($p < 0,05$) apenas em relação ao tempo AI (6h) que correspondeu de forma ineficiente em relação a remoção de nitrogênio. Dentre os tempos, o AI (12h) destaca-se como o tempo mais apropriado para otimizar o tratamento no FBAS, uma vez que apresentou elevada remoção de DQO em torno de $92 \pm 2\%$, e remoção do nitrogênio total em $37 \pm 9\%$ em decorrência da nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS), além disso pode gerar economia energética de 50%.

Palavras-chave: Aeração. Oxigênio dissolvido. Eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Custos energéticos.

ABSTRACT

The improper sludge disposal causes negative consequences for the environment, mainly affecting water bodies. Therefore, increasingly treatment systems with a high efficiency of removal of pollutants are required, such as, for example, Submerged Aerated Biological Filter (SABF), an aerobic reactor that requires the presence of O₂, is provided mechanically with onus of energy cost. In this context, the aeration system of 6 BAF used in the post-treatment of 6 UASB-type anaerobic reactors from the effluent treatment plant of the Federal University of Lavras (ETE-UFLA) was studied. These reactors are of upward flow with support medium filled with pall rings and polypropylene grids that operate in a continuous aeration regime, which generates approximately a daily consumption of 298 kW. The objective of this study was to evaluate the operating conditions of the FBAS that provide high efficiency in the removal of organic matter and nitrogenous to lower energy demands. The investigations were carried out from the monitoring of dissolved oxygen (DO), and samples the FBAS affluent and effluent were collected to obtain data on the variables of COD, TKN, N-NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, pH and temperature that were analyzed according to the Standard Methods methodology, in order to verify the treatment efficiencies. Initially we studied the set of 6 FBAS arranged in series, in these were observed different concentrations of OD ($p < 0.05$), the 6th reactor being the least oxygenated, with a lower OD average of 5 mg.L⁻¹. However, there was no significant difference ($p > 0.05$) in COD and NTK removal efficiencies, which presented mean values of $83 \pm 7\%$ and $69 \pm 11\%$, respectively, and there was yet nitrate accumulation in the final effluent. From the 6th reactor, four aeration times were tested: continuous aeration, CA (24h) and intermittent aeration, IA (12h), (6h) and cycle (2: 4h). The data showed good results for removal of COD, N-NH₄⁺ and nitrification efficiency for both CA and IA with means above 81%, 65% and 60%, respectively, which differed significantly ($p < 0.05$) only in IA (6h) that corresponded inefficiently to the removal of nitrogen. Among the times, the IA (12h) stands out as the most appropriate time to optimize the treatment in the FBAS, since it presented high COD removal around $92 \pm 2\%$, and removal of the total nitrogen in $37 \pm 9\%$ due to simultaneous nitrification and denitrification (SND), can also generate energy savings of 50%.

Keywords: Aeration. Dissolved oxygen. Efficiency of removal of organic matter and nitrogen. Energy cost.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1 – Estação de tratamento de esgoto da UFLA.....	32
Figura 2 – Desenho esquemático da estação ETE-UFLA.....	33
Figura 3 – FBAS e seus componentes estruturais.....	34

Capítulo 2

Figura 1 – Desenho esquemático da estação ETE-UFLA.....	44
Figura 2 – FBAS e seus componentes estruturais.....	45
Figura 3 – Concentrações do efluente de cada FBAS.....	49

Capítulo 3

Figura 1 – FBAS e seus componentes estruturais.....	60
Figura 2 – Eficiências de remoção de DQO total e filtrada e concentração final no efluente nos diferentes tempos de aeração.....	62
Figura 3 – Efeito da remoção do nitrogênio sob diferentes tempos de aeração.....	66
Figura 4 – Efeito do pH e OD nos diferentes tratamentos.....	67
Figura 5 – Concentração Nitrogenada do efluente.....	71
Figura 6 – Perfil do OD no tempo para cada aeração.....	72

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

- Tabela 1 – Sistemas secundários anaeróbios e aeróbios de tratamento de esgoto.....16
Tabela 2 – Ocorrência dos métodos de tratamento de esgoto doméstico por definição, operação e nível de tratamento.....17

Capítulo 2

- Tabela 1 – Análises físicas e químicas realizadas no afluente e efluente de cada FBAS, conforme *Standard Methods*.46
Tabela 2 – Concentrações médias das variáveis do afluente e efluente de cada FBAS e eficiências de remoção de NTK, DQO bruta e filtrada.....48

Capítulo 3

- Tabela 1 – Tratamentos para os ensaios de aeração contínua e intermitentes.....61
Tabela 2 – Análises realizadas no afluente e efluente do 6º FBAS da ETE-UFLA para cada tempo de aeração.....61
Tabela 3 – Concentrações médias e eficiências de DQO bruta e filtrada.....65
Tabela 4 – Concentrações médias nitrogenadas.....68
Tabela 5 – Consumo energético do sistema de aeração ETE-UFLA.....73

LISTA DE SIGLAS

AC	Aeração contínua
AI	Aeração intermitente
ANAMMOX	Oxidação anaeróbia de amônia
BOA	Bactérias oxidadoras de amônia
BON	Bactérias oxidadoras de nitrito
CANON	Completa remoção autotrófica de nitrogênio através do nitrito
DBO	Demanda biológica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE	Estação de tratamento de efluentes
ETE-UFLA	Estação de tratamento de efluentes da Universidade Federal de Lavras
FBAS	Filtro biológico aerado submerso
K_{La}	Coefficiente volumétrico de transferência de oxigênio
NDS	Nitrificação e desnitrificação simultânea
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
RU	Restaurante universitário
SHARON	Single reactor high activity ammonia removal over nitrite
SOTR	Capacidade padrão de transferência de oxigênio
SOTE	Eficiência padrão de transferência de oxigênio
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Reator anaeróbio de manta de lodo
UFLA	Universidade Federal de lavras

SUMÁRIO

	CAPITULO 1: CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	12
1.	INTRODUÇÃO.....	12
2.	REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
2.1	Tratamento de esgoto.....	13
2.2	Tratamento de esgoto: Filtro Biológico Aerado Submerso.....	17
2.2.1	Sentido do escoamento.....	19
2.2.2	Biofilme e meio suporte.....	20
2.3	Aeração.....	22
2.4	Remoção da carga carbonácea.....	24
2.5.	Remoção biológica do nitrogênio.....	24
2.5.1	Nitrificação.....	24
2.5.2	Desnitrificação.....	27
3.	DELINEAMENTO METODOLÓGICO.....	29
4.	CARACTERIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DA UFLA.....	31
	REFERÊNCIAS.....	35
	CAPÍTULO 2: AVALIAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM FILTROS BIOLÓGICOS AERADOS SUBMERSOS EM SÉRIE.....	40
1.	INTRODUÇÃO.....	42
2.	MATERIAL E MÉTODOS.....	43
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
4.	CONCLUSÃO.....	51
	REFERÊNCIAS.....	53
	CAPÍTULO 3: REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNADA EM FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO SUBMETIDO À AERAÇÃO CONTÍNUA E INTERMITENTE.....	56
1.	INTRODUÇÃO.....	58
2.	MATERIAL E MÉTODOS.....	59
2.1	Caracterização do sistema.....	59
2.2	Tratamentos e análises.....	60
2.3	Consumo Energético.....	62
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	62
3.1	Remoção da Matéria Orgânica Carbonácea.....	62
3.2	Remoção de Nitrogênio.....	65
3.3	Perfil de OD x custos energéticos.....	72
4.	CONCLUSÃO.....	74
	REFERÊNCIAS.....	76

CAPÍTULO 1: CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1. INTRODUÇÃO

Os efluentes líquidos de origem doméstica e industrial, quando não tratados adequadamente, podem comprometer os usos múltiplos da água, ao ser lançados no corpo hídrico receptor, por apresentar elevada carga orgânica e de nutrientes. Esses contaminantes são os principais causadores da poluição hídrica, pois deterioram a qualidade da água em razão do consumo de oxigênio, provocam a eutrofização e aumentam a toxicidade no meio aquático, o que leva à perda da biodiversidade e prejuízos à saúde pública.

No entanto, é possível minimizar os impactos negativos da geração de efluentes e preservar a integridade dos corpos hídricos, utilizando tecnologias de tratamentos de esgoto que reproduzam artificialmente o processo de depuração da matéria orgânica que ocorreria nos sistemas naturais, por meio da estabilização da carga carbonácea, além da redução do material nitrogenado e sedimentação de sólidos.

De forma geral, os efluentes são tratados em uma sequência de etapas, iniciando com a fase preliminar, na qual há predominância de mecanismos físicos de separação sólido líquido, seguido de tratamento primário (físico e/ou químico) e o secundário na qual ocorre estabilização da matéria orgânica carbonácea por processos biológicos.

A etapa secundária, pode apresentar diferentes configurações, desde sistemas anaeróbios, caracterizado pela ausência de oxigênio, a reatores aeróbios, com uso de oxigênio, que pode ser fornecido de forma mecanizada. Caso se exija um padrão de maior qualidade no efluente final, deve-se empregar o tratamento terciário que tem por objetivo a remoção de nutrientes e organismos patogênicos.

As universidades são empreendimentos potencialmente impactantes por gerar consideráveis quantidades de efluentes líquidos, que podem se apresentar de forma diversificada, pois englobam esgoto doméstico, químico, biológico e hospitalares provenientes de restaurante universitário (RU), dormitórios, banheiros, diferentes tipos de laboratórios, hospitais veterinário e de medicina, sendo necessário receber um tratamento adequado.

A Universidade Federal de Lavras (UFLA) é uma instituição de ensino superior que prima pela conservação do meio ambiente e as boas práticas de gestão e manejo dos recursos hídricos, motivos que a levaram ao reconhecimento internacional, sendo a segunda universidade do mundo a receber o certificado *Blue University* do movimento global *Blue Community* (Projeto Planeta Azul) – do *Council of Canadians*, qualificando-a com o selo azul

(DCOM, 2016). Esta certificação está relacionada a captação, tratamento e produção de água potável e o tratamento de suas águas residuárias.

Neste contexto, a estação de tratamento de efluentes da UFLA adotou sistemas de alta tecnologia, onde é possível remover 50% a 70% de matéria orgânica do esgoto bruto nos reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) e alcançar 80% a 90% no pós-tratamento com filtros biológicos aerados submersos (FBAS), tecnologia que faz uso de energia elétrica para acionar o motor de sopradores de ar. Estes reatores em conjunto alcançam uma alta eficiência, aliados a menores requisitos de área.

No entanto, é necessário minimizar a demanda energética gerada pelos reatores aeróbios, correspondente a 45% a 75% do consumo total de energia nas típicas estações de tratamento de esgoto (ROSSO; STENSTROM; LARSON, 2008). Segundo Li, Li e Qiu (2017), o consumo médio de energia por tratamento de águas residuárias é de $0,20 \pm 0,06 \text{ kW h}^{-1} \text{ t}^{-1}$. Portanto objetivou-se com a realização desse trabalho avaliar as condições de operação do FBAS que proporcione elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogenadas a menores demandas energéticas.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Tratamento de esgoto

A água é um dos recursos naturais mais explorados mundialmente, apesar de sua abundância, apresenta qualidade incompatível para seus diversos usos e sua distribuição não é geograficamente igualitária no planeta terra. A água doce superficial presente nos rios, lagos e lagoas e as águas subterrâneas representam a menor porção de água disponível no globo, porém são as formas mais facilmente captadas e, por isso, as mais para suprir tanto a demanda dos seres vivos como as atividades humanas: domésticas, industriais ou para fins de irrigação. Parte da água utilizada nessas atividades retorna como efluente líquido, ou seja, água residuária, onde encontram-se diluídas diversas substâncias poluentes que alteram as características naturais, tornando-a imprópria para consumo e demais atividades quando não recebe o devido tratamento, além de contaminar outras fontes de águas.

Os efluentes produzidos podem diferir quanto as fontes geradoras. Esgotos domésticos são caracterizados por alta carga, enquanto que os efluentes industriais estão relacionados à tipologia da indústria, exigindo um tratamento específico, pois podem apresentar além de carga orgânica, substâncias químicas como metais pesados e surfactantes, constituintes tóxicos ou

materiais de difícil biodegradação chamados de refratários (HANCHANG, 2009; SAMAIE; GATO-TRINIDAD; ALTAEE, 2018; WU et al., 2014)

O tratamento de efluentes doméstico ou industrial é uma das principais formas de minimizar impactos nos recursos hídricos, garantindo melhor qualidade de vida para uma população mais saudável e um meio ambiente equilibrado. Em geral, ambos os efluentes seguem os mesmos níveis de tratamentos que envolve: tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

A primeira etapa é o tratamento preliminar, sendo este muito importante para manutenção da vida útil da estação de esgoto, segundo von Sperling (2014), tem como finalidade a retirada de sólidos grosseiros como pedaços de madeira, restos de alimentos, pedras, material vegetativo, trapos, folhas, papel, plásticos, dentre outros, que se não retirados do sistema podem interferir nas demais unidades subsequentes e danificar os dispositivos de transporte de esgoto. A remoção decorre de barreiras físicas como gradeamento (grades grossas, médias e finas) seguido de desarenadores (caixas de areias), os quais removem pelo processo de sedimentação, partículas mais densas do que a matéria orgânica (areia, cascas, grãos, pedriscos, pedaços de ossos e etc.), evitando assim a abrasão e obstrução dos equipamentos e tubulações, além de facilitar o transporte líquido. No caso de efluentes industriais pode-se inserir também o mecanismo de peneiramento, manual ou mecanizado, procedido de gradeamento, com o objetivo de remover sólidos com dimensões ainda menores.

A etapa seguinte é o tratamento primário, empregado com o objetivo de reduzir a concentração de sólidos em suspensão facilmente sedimentáveis. Deste modo, é possível reduzir a carga poluidora que deverá ser tratada no nível secundário, tornando a unidade biológica menos custosa em termos de tamanho, espaço, operação e investimento financeiro. Além disso, essa etapa contribui para um processo biológico mais eficiente, tendo em vista que as bactérias são mais eficazes na digestão da matéria orgânica dissolvida (SCHOENHALS, 2006).

O tratamento primário engloba mecanismos físicos e químicos como: sedimentação, coagulação, floculação, precipitação química, flotação e decantação, o uso de um ou mais processos em conjunto vai depender do nível de eficiência desejada, sendo possível remover de 50% a 70% de sólidos suspensos e de 25% a 40% de DBO (METCALF & EDDY, 2015). O tratamento mais simplificado inclui sedimentação e decantação, no qual há remoção de partículas mais densas que a água pela força da gravidade em tanques circulares ou retangulares chamados de decantadores, que também podem ser utilizados após adição de produtos químicos para precipitar metais dissolvidos ou coagular partículas diminutas e levar à formação de flocos.

Ainda é possível separar o material sólido do meio líquido através da adesão de microbolhas a superfície sólida ocasionando a sua flotação (ALBORNOZ, 2015).

Portanto, a implantação do tratamento primário é de grande importância em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), porém esta fase pode ser substituída por reatores secundários, geralmente anaeróbios. A fração orgânica biodegradável ainda presente no efluente é removida quase que integralmente no tratamento secundário, por meio de processos biológicos que promovem a estabilização da matéria orgânica dissolvida ou em suspensão, assim como a remoção de parte dos nutrientes, seja por processos anaeróbio, aeróbio, ou sistema anaeróbio-aeróbio combinado ou integrado em um único reator, chamado de reator híbrido (VON SPERLING, 2014).

A combinação de reatores anaeróbios e aeróbios, é uma forma de otimizar o tratamento de efluentes, ao usufruir das vantagens de cada sistema e reduzindo ao mesmo tempo as deficiências individuais para alcançar uma maior eficiência (DOMINGUES, 2005). A combinação entre os processos possibilita a redução de requisitos de área, baixos custos operacionais e construtivos, há menor consumo de oxigênio nos reatores aeróbios, tendo em vista, que parte da matéria orgânica já foi tratada anteriormente, restando apenas uma parcela remanescente e nitrogenada, que conseqüentemente traz economia de energia (KASSAB et al., 2010; SILVA, 2016). O lodo excedente, além de ser produzido em menor quantidade nessa concepção de tratamento, pode ser digerido no tanque anaeróbio, e ainda contribui para geração de biogás dentro desse sistema. Portanto, reatores anaeróbio-aeróbios em conjunto garantem uma qualidade do efluente final (CHAN et al., 2009)

De acordo com Chernicharo et al., (2015) a tecnologia de tratamento secundário UASB apresentando um índice de 17% do universo de 2.734 instalações de tratamento, presentes na Colômbia, Chile, México, Guatemala, República Dominicana e Brasil, ganhando o posto de 3º tecnologia mais utilizada no tratamento de esgoto doméstico.

Combinações entre UASB e FBAS são desejáveis devido à alta eficiência alcançada por esses sistemas, Hirakawa, Piveli e Alem, (2002), por exemplo, estudaram as eficiências da combinação dos reatores em escala piloto, os quais observaram eficiências global de remoção de DQO de 85%. Ao avaliar separadamente, os reatores UASB e FBAS apresentaram uma contribuição de DQO de 59% e 64% respectivamente.

A importância de conjugar as unidades pode ser vista quando a eficiência do UASB caiu para 44%, sendo, no entanto, compensada pelo FBAS que elevou para 69%, permitindo a manutenção da eficiência em 87%. Enquanto que a remoção de DBO o desempenho em conjunto atingiu uma eficiência de 91%, e ainda foi possível remover o nitrogênio amoniacal,

a partir do FBAS, em concentrações inferiores a 5 mg.L^{-1} no efluente final. Ribeiro e Silva (2018) encontraram valores similares dessa associação entre UASB e FBAS, com valores médios de 91% e 85% para DBO e DQO, respectivamente.

A Tabela 1 apresenta exemplos de sistemas utilizados no tratamento secundário e suas respectivas eficiências de remoção de DQO, DBO e Nitrogênio.

Tabela 1 – Sistemas secundários anaeróbios e aeróbios de tratamento de esgoto.

Sistema	Reator	%DQO	%DBO	%Nitrogênio	Autor
Anaeróbio	Biorreator de membrana	65%	-	39%	GONZÁLES et al., 2017
Anaeróbio	Reator anaeróbio em batelada modificado (MABR)	84%	87%	-	BODKHE, 2009
Anaeróbio	<i>Panelled anaerobic baffle-cum-filter reactor</i> (PABFR)	90%	91%	-	RENUKA et al., 2016
Aeróbio	Reator de leito fixo	95%	-	62%	BARANA et al., 2013
Aeróbio	FBAS	87%	91%	-	HIRAKAWA; PIVELI; ALEM, 2002
Aeróbio	Reator aeróbio em batelada sequencial	95%	-	94%	IAMAMOTO, 2006
Anaeróbio-aeróbio	Filtro anaeróbio-FBAS	89%	91%	-	DOMINGUES, 2005
Anaeróbio-aeróbio	UASB-FBAS	85%	91%	-	RIBEIRO; SILVA, 2018
Anaeróbio-aeróbio	UASB-DHS (<i>down-flow hanging sponge</i>)	91%	95%	-	OKUBO et al., 2015
Híbrido	Lodo ativado modificado	85%	-	88%	FAN et al., 2017
Híbrido	Reator anaeróbio híbrido	85%	91%	-	PASSING, 2005
Híbrido	Reator híbrido em batelada	80%	92%	71%	NETO; COSTA 2011

Fonte: Do autor (2019).

Após esta etapa de tratamento, o esgoto já apresenta condições aceitáveis de lançamento para o meio ambiente. Porém, nos casos mais restritivos ou que se deseja ter maior remoção de nutrientes e organismos patogênicos deve se empregar o tratamento terciário. Para remoção de nitrogênio e fósforo costuma-se empregar lagoas de polimentos ou reutilizar tais nutrientes no

solo. Enquanto que os organismos patogênicos, também podem além de aplicações técnicas em lagoas e no solo, geralmente são removidos por processos mais específicos como cloração, ozonização, radiação ultravioleta e processos de filtração por membranas (VON SPERLING, 2014).

Estudo reportado Cornelli et al. (2014), investigou 274 métodos de tratamento de esgoto doméstico presente na literatura científica ao redor do mundo, quanto aos níveis empregado, processos operacionais e o tipo dos sistemas, o que pode ser verificado resumidamente na Tabela 2. Este estudo demonstrou que os tratamentos de nível secundário, biológico e aeróbio correspondem respectivamente a 66,1 %, 65,5 % e 28,9 % dos casos avaliados.

Tabela 2 – Ocorrência dos métodos de tratamento de esgoto doméstico por definição, operação e nível de tratamento.

Definição	Processo	Quantidade (%)
	Anaeróbio	34,6
	Aeróbio	28,9
	Outros	36,5
Operação	Biológica	66,1
	Física	22
	Química	8,5
	outros	3,4
Nível	Pré-tratamento	2
	Primário	5,2
	Secundário	65,5
	Terciário	19
	Outros	8,6

Fonte: adaptado de Cornelli et al. (2014).

Sistemas de tratamento aeróbio, dos quais destacam-se os FBAS apresentam bom desempenho na remoção de poluentes como compostos orgânicos carbonáceos e nitrogenados, os quais são removidos a partir da nitrificação, processo este que transforma nitrogênio orgânico e amoniacal em um estado mais oxidado (nitrito e nitrato).

2.2 Tratamento aeróbio: Filtro Biológico Aerado Submerso

A essência do tratamento aeróbio consiste em fornecer o oxigênio necessário aos microrganismos heterotróficos, que degradam a matéria orgânica para obter energia, sendo esta doadora de elétrons e o oxigênio um forte oxidante, receptor de elétrons, introduzido geralmente de forma artificial para se equilibrar às altas taxas orgânicas dos efluentes (DOMINGUES, 2005). Essa operação passa a ser vantajosa frente aos modelos anaeróbios por propiciar rápido

desenvolvimento da biomassa em processos metabólicos mais simplificados, sendo esses: a oxidação, síntese e endogenia.

A oxidação, que consiste na liberação de alta energia com a quebra de compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples como H_2O , CO_2 e NH_4^+ , parte desta energia é aproveitada pelo metabolismo celular na sua manutenção e desempenho de suas funções, ou seja, catabolismo celular. Enquanto a outra parte é destinada a produção de novas células, processo chamado de síntese, onde há incorporação de matéria orgânica como biomassa microbiana, anabolismo celular, que corresponde a 50% a 60% do carbono assimilado, constituindo assim, o lodo excedente do sistema. Há ainda a auto oxidação ou endogenia, decorrente da energia obtida pela decomposição de próprio material celular, quando se encontra inativo (ALBORNOZ, 2015; PEREIRA, 2008).

Apesar da grande eficiência dos sistemas aeróbios, existe uma pequena fração de matéria orgânica estruturalmente complexa, que não será removida, uma vez que os microrganismos não são capazes de degradá-la, esta recebe o nome de matéria orgânica recalcitrante e deixará o sistema inalterada, correspondendo a taxas de 5% a 10% (VON SPERLING, 2014).

Dentre os reatores aeróbios, os modelos com biomassa dispersa são caracterizados por manter alta concentração de microrganismos em suspensão no meio líquido (sem estrutura de sustentação), com possibilidade de haver formação de flocos microbiológicos, o que se verifica em sistema como lagoas aeradas, lodo ativados, biorreatores de membrana e reator de leito móvel. Diferenciando-se de modelos com biomassa aderida, que desenvolve o crescimento dos microrganismos envolta de um material suporte, formando uma estrutura chamada de biofilme, sendo utilizada tal configuração em filtros aeróbios percoladores de alta e baixa carga, FBAS e biodiscos (VON SPERLING; 2007).

O FBAS é um modelo derivado de filtros biológicos percoladores, chamados de filtros de contatos que surgiram na Inglaterra em 1893, que consistiam em tanques preenchidos com pedras, que eram alimentados com esgoto pela superfície (GONÇALVES et al., 2001). No entanto, ao longo dos anos, houve o aprimoramento dessa tecnologia, onde foram desenvolvidos vários meios suportes de diferentes materiais com maior leveza e a menores custos, juntamente com técnicas de aeração direta e indireta que alcançaram maior eficiência e levaram a diversas configurações de reatores biológicos, viabilizando inúmeras utilizações (MENDOZA-ESPINOSA; STEPHENSON, 1999).

Deste modo, o FBAS se configura como um reator de três fases, constituído por um tanque preenchido com material poroso onde há biomassa aderida, mantida sob imersão, no

qual flui constantemente o efluente a ser tratado juntamente com ar (GONÇALVES et al., 2001). Desta forma, identificam-se três fases:

- fase sólida: constituída pelo meio suporte e pelas colônias de microrganismos que nele se desenvolvem, sob a forma de um filme biológico (biofilme);
- fase líquida: composta pelo líquido em permanente escoamento através do meio poroso;
- fase gasosa: formada pela aeração artificial e, em escala reduzida pelos gases subprodutos da atividade biológica.

O FBAS vem ganhando destaque e grande aplicabilidade, por ser uma alternativa promissora de fácil manutenção, operação e estrategicamente compacta em relação a outros sistemas secundários. Nessa unidade, é possível tratar cargas orgânicas elevadas em curto tempo de detenção hidráulica, devido à manutenção de alta concentração de biomassa viva com tempo de detenção de lodo elevado. Além disso, o meio suporte atua como um filtro profundo, realizando uma boa filtração de sólidos, possibilidade de remoção de nutrientes e organismos patogênicos (ALBUQUERQUE et al., 2012; MOORE; QUARMBY; STEPHENSON, 1999). As configurações de FBAS variam conforme o sentido do escoamento e meio de suporte utilizado para o desenvolvimento do biofilme, conforme segue.

2.2.1 Sentido do escoamento

O FBAS apresenta dois tipos de configuração quanto ao sentido do escoamento, ou seja, o afluente pode ser fornecido no topo, escoamento descendente, ou no fundo do reator, escoamento ascendente. Enquanto a vazão de ar será sempre fornecida no fundo ou no meio do reator.

Filtros com a entrada do líquido no topo e o ar contracorrente foram os primeiros disponíveis comercialmente e oferecem transferência de massa mais eficiente de oxigênio para o biofilme no reator, além de longo contato entre o ar fornecido e o efluente final. Isto é particularmente importante quando é necessária a remoção de matéria carbonácea e de amônia em único reator, pois neste modo de operação, os microrganismos nitrificantes, que habitam a porção inferior do filtro, recebem ar rico em oxigênio e, portanto, não sofrerão limitação de oxigênio (MENDOZA-ESPINOSA; STEPHENSON, 1999).

Modelos de escoamento ascendente possuem maior aplicabilidade no mercado. Nesta configuração as águas residuárias procedem em ascensão na mesma direção que o ar, sentido denominado de co-corrente, garantindo uma distribuição uniforme da água e ar, reduzindo o curto-circuito e aprisionamento do gás. Estes são capazes de trabalhar com maiores taxas de

aplicação hidráulica em razão de maior ciclo operacional e também podem diminuir o problema de odor, uma vez que o ar atmosférico somente entra em contato com o efluente tratado no topo do reator. Além disso, diferentes zonas podem ser alcançadas dentro do reator, como por exemplo, zonas aeróbias e anóxicas, que podem favorecer a remoção de nutrientes (PRAMANIK et al., 2012).

O suprimento de ar no fundo do FBAS promoverá a remoção de carbono e amônia em todo o reator, ocorrendo primeiramente a nitrificação seguida da desnitrificação. Enquanto modelo de aeração com ar fornecido no meio do reator permite a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS). Porém, limita o bom desempenho de remoção de carbono e amônia que ocorre apenas na parte superior do sistema, mas ainda assim, espera-se alcançar uma eficiência de remoção de 80% a 90% para carbono e amônia respectivamente (HASAN et al., 2009).

2.2.2 Biofilme e meio suporte

O tratamento biológico em biofiltros tem como atores principais na remoção de partículas e contaminantes dissolvidos, diferentes espécies de bactérias, fungos, protozoários, algas, leveduras, vírus e outras comunidades ou populações de microrganismos que se desenvolvem aderidos a uma superfície sólida.

A superfície sólida presente nos biofiltros é chamada de meio suporte, que tem o papel de promover o desenvolvimento dos microrganismos de forma imobilizada. Estes crescem e se reproduzem, gerando polissacarídeos que formam uma matriz de fibras sobre a qual novas células se aderem, formando uma estrutura heterogênea e porosa chamada biofilme, onde se desenvolve diferentes ambientes como: substrato, base, superfície do biofilme, meio líquido e fase gasosa, onde a interação ocorre por processos de transferência interfaciais ou difusão (MAIORANO et al., 2005).

A biomassa aderida é afetada pelas propriedades físicas do meio suporte como forma, textura, densidade e tamanho. Esses fatores interferem na distribuição e permeabilidade do efluente através do material de enchimento que diretamente contribui para a ocorrência de cisalhamento do biofilme. Ao passo que a textura influencia na aderência e disponibilidade de fixação da biomassa (MANN; STEPHENSON, 1997).

Quanto ao tamanho do material de enchimento, se menor, oferece maior área de superfície por unidade de volume para o desenvolvimento do biofilme, minimizando o volume necessário do reator. Porém, esses materiais favorecem a rápida evolução da perda de carga, ocasionando em aumento na frequência na lavagem do FBAS. Enquanto que, meio filtrantes

com maior granulometria, tem a a capacidade de filtração de sólidos e remoção de nutrientes reduzida, por ter menor área superficial para o crescimento e adesão da biomassa devido ao elevado número de vazios (GONÇALVES et al. 2001; PRAMANIK et al., 2012).

Portanto, o tamanho dos poros e o número de vazios são fatores cruciais para determinar quais microrganismos serão estabelecidos e vão dominar o sistema (LOUPASAKI; DIAMADOPOULOS, 2012). Os meios utilizados no FBAS devem possuir uma superfície específica adequada ($500 \text{ m}^2 \text{ m}^3$ a $2000 \text{ m}^2 \text{ m}^3$) para permitir um bom desenvolvimento do biofilme e um diâmetro de partícula de 1 a 4 mm para permitir uma razão de vazios adequada para um bom fluxo hidráulico (ALBUQUERQUE et al., 2012). Enquanto que as dimensões do material suporte ditam a carga máxima que pode ser aplicada ao biofiltro. Partindo deste princípio meios maiores que 6 mm são preferíveis para um estágio ainda bruto de esgoto, o intervalo de 3 a 6 mm para tratamento secundário e menor do que 3 mm seria mais adequado para polimento e tratamento terciário (MOORE; QUARMBY; STEPHENSON, 2001; HE; XUE; KONG, 2007).

Outro aspecto importante na escolha do material componente do meio suporte é a textura da superfície do empacotamento. Meios rugosos oferecem maior área superficial para aderência das bactérias, além de permitir uma ligação mais forte com o biofilme, tornando-os mais estáveis e com melhor capacidade de retenção de sólidos. Já as superfícies lisas restringem o crescimento da biomassa, devido à dificuldade das mesmas se anexarem corretamente ao meio. Os reatores que usam esses meios podem ser instáveis sob velocidades variáveis de ar e líquido, causando desprendimento de biofilme (GIUSTINA; MIRANDA; MONTEGGIA, 2010; MENDOZA-ESPINOSA; STEPHENSON, 1999).

Portanto, um meio suporte ideal deve ser resistente ao desgaste, ter peso específico adequado, área superficial compatível com o nível de tratamento desejado, ser quimicamente estável, durável, fácil de instalar e não deve entupir o reator para que seja evitado possíveis substituições desse material durante a vida útil das estações de tratamento. O que faz da seleção do meio suporte como um fator importante para desenvolver um biofilme adequado e resistente, (PRAMANIK et al., 2012).

Em FBAS existem apenas duas variações quanto ao meio filtrante: meio estruturado confeccionado a partir de material sintético como plástico, PVC, polietileno e poliestireno e meio granular de origem mineral como argila, xisto, areia, cerâmica, brita, pozolana e zeólita (HASAN et al., 2009). Há também outras opções como materiais alternativos que estão sendo testado como concha de ostras, derivados de geotêxtil, subprodutos industriais como escórias de alto forno, resíduos de borracha de pneu e vidro triturado, tampas e gargalos PET ou uma

combinação deles (ABOU-ELELA; FAWZY; EL-GENDY, 2015; GIUSTINA; MIRANDA; MONTEGGIA 2010; LOUPASAKI; DIAMADOPOULUS, 2012; MAGRI et al., 2013).

Meios estruturados foram constituídos com a finalidade de serem mais leves, logo são menos densos que a água e possuem uma grande área superficial por unidade de volume para manter uma grande quantidade de biofilmes ativos juntamente com uma variedade de populações microbianas. Apresentam ótima remoção de sólidos suspensos, DQO e compostos nitrogenados em relação a meios granulares, sendo operados exclusivamente em escoamento ascendente, ao contrário do meio granular que operam tanto em escoamento ascendente quanto descendente. Além disso, meio granulares podem atingir uma área superficial de 1000-1500 m² m³, permitindo assim uma alta concentração de biomassa no sistema, além de uma boa retenção de sólidos não necessitando de decantadores secundários, embora exigirá taxas de fluxo mais altas para retrolavagem e, conseqüentemente, custos de energia mais elevados (HASAN et al., 2009; MENDOZA-ESPINOSA; STEPHENSON, 1999).

Giustina, Miranda e Monteggia (2010), testaram três tipos de enchimento tampas e gargalos PET, pedra britada, e anéis Pall em FBAS multi-estágio, onde foi possível alcançar remoções de DQO total superiores a 90% para os materiais plásticos e 85% para material granular. A remoção de Sólidos Suspensos foi maior no FBAS contendo anéis Pall, provavelmente devido ao maior índice de vazios desse material.

2.3 Aeração

Em grande parte dos reatores aeróbios, faz se necessário à introdução de ar por meio de equipamentos mecânicos, o que é chamada de aeração artificial ou forçada. Este processo pode ocorrer por aeradores mecânicos que causam grande turbilhonamento na massa líquida, criando interfaces adicionais que permitem maior entrada superficial do oxigênio atmosférico, ou por meio de injeção de bolhas de ar através de difusão submersa ou ainda por geradores de oxigênio de alta pureza (VON SPERLING, 2012).

A aeração artificial submersa é constituída por difusores submersos (abaixo da superfície líquida do tanque de aeração), tubulações, condutores de ar, sopradores ou outras unidades, por onde o ar passa transferindo oxigênio ao meio líquido à medida que a bolha se eleva à superfície Os difusores podem se classificar conforme as características físicas (porosos ou não porosos) e segundo o tamanho das bolhas produzidas (PEREIRA, 2008; VON SPERLING, 2012).

Difusores porosos compreendem equipamentos em forma de discos, cúpula, placas, tubos e membranas produzidos de material plástico ou cerâmico que resultam na produção de

bolhas finas ou médias 2 a 5 mm de diâmetro. Difusores porosos são considerados viáveis economicamente por reduzir a demanda energética em razão da sua melhor capacidade de aeração, ao produzir bolhas menores em grandes quantidades com maior área superficial disponível para a transferência de gases, exibindo alta aeração na transferência da massa de oxigênio por unidade de tempo e energia, correspondendo a uma taxa de aeração de 30% a 40% menor quando comparado a bolhas grossas. Além disso, colaboram para uma melhora da qualidade do efluente em relação a nitrificação e apresentam baixa emissão de compostos orgânicos voláteis (ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - EPA, 1999).

Entretanto, difusores porosos passam a ser desvantajosos quando inserido a grandes profundidades, tendo em vista que bolhas menores podem perder todo o oxigênio durante a ascensão antes mesmo de chegar à superfície, demandando assim mais energia e a menor velocidade das bolhas que aliada a área de contato favorece maior aderência de impurezas, que diminui sua área de troca (SALLA et al., 2003). Rosso, Larson, e Stenstrom (2008) recomendam a manutenção regular dos difusores porosos devido a problemas de incrustação e obstrução causados por: impurezas do ar, formação de biofilme com compostos orgânicos e inorgânicos e precipitações de sais como carbonato de cálcio, sulfato de cálcio, sílica e etc.

Difusores não porosos estão disponíveis em uma série de materiais e formatos, principalmente como tubos perfurados de material plástico, aço galvanizado ou inoxidável dispostos na horizontal ou vertical, tendo como produto da aeração bolhas grossas de 6 a 10 cm (METCALF; EDDY, 2015). Apresentam menor custo de implantação e manutenção, não sofrem colmatação, possuem maior durabilidade e as bolhas apresentam elevada velocidade ascensional por serem de maior tamanho. Em contrapartida tem baixa transferência de oxigênio e elevados requisitos de energia (VON SPERLING, 2012).

Estes difusores de bolhas grossas são grandemente aplicados em reatores com enchimento por apresentar bom desempenho, o material de suporte cria uma condição de alta turbulência, ao acrescentar vários obstáculos no caminho das bolhas, o que provoca o rompimento de bolhas e resulta em uma maior área superficial por unidade somada ao maior tempo de detenção das bolhas dentro do reator, aumentando assim a eficiência na transferência de oxigênio. Cudas, Schmidel e Alem (2002) estudaram difusores de bolha grossa e fina em biorreator aerado submerso com e sem enchimento, testando diferentes vazões de ar e altura líquidas e verificaram que difusores de bolhas grossas em sistemas com enchimento, apresentaram maior eficiência em todas as condições e em todos os parâmetros como: coeficiente volumétrico de transferência de oxigênio ($k_L a$) capacidade padrão de transferência de oxigênio (SOTR) e eficiência padrão de transferência de oxigênio (SOTE).

Segundo Metcalf & Eddy (2015) sistemas de aeração por bolhas grossas instalados sob o meio suporte podem garantir a mistura do escoamento, boa transferência de oxigênio, agitação do meio suporte, controlando assim a espessura do biofilme, bem como a proliferação de vermes predadores. Além disso, fatores como tipo, forma e tamanho dos difusores, profundidade de submersão, vazão de ar e características reator e do esgoto afetam diretamente a eficiência de transferência de oxigênio, sendo necessário avaliar o sistema de aeração tanto nas condições de teste (água limpa) como nas condições operacionais para possíveis ajustes.

2.4 Remoção da carga carbonácea

A degradação da matéria orgânica no FBAS está estritamente relacionada com o nível de oxigênio dissolvido no líquido, este é consumido pelos microrganismos à medida que removem a carga carbonácea, portanto, exigem quantidades suficientes de oxigênio dentro do sistema para executar tal atividade. As eficiências de remoção estão relacionadas a vazão de ar, taxas de aplicação, tempo de detenção hidráulica (TDH), configurações do reator e diferentes meios de suportes utilizados.

Aisse e Sobrinho (2001), testaram diferentes taxas hidráulicas no FBAS, de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ (Fase I), $30 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ (Fase II) e $40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ (fase III) de DQO, obtendo os melhores valores na fase II, o qual apresentou $71 \pm 18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $17 \pm 16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $26 \pm 16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, para DQO, DBO e SST, com taxas de eficiências 81%, 88% e 83% para os parâmetros citados respectivamente.

Khoshfetrat et al., (2011), observaram a redução carbonácea com o aumento da taxa orgânica e diminuição da taxa de aeração, ao avaliar o desempenho de um FBAS em escala laboratorial, os autores estudaram as condições de operações de diferentes aplicações orgânicas que variaram de $1,0$ a $2,5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ de DQO sob taxas de aerações distintas, $4 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ e $8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. Foi constatado taxas de eficiências de 74 a 90% , quando trabalhou-se com a taxa mínima de $1,0 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e diferentes vazões de ar a remoção de DQO permaneceu constante em torno de 90%, porém ao aplicar taxa superior acima de $2 \text{ kg} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ houve um decréscimo para 83% de eficiência e uma depleção do oxigênio de 57% na taxa de aeração de $4 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. Em geral, a remoção mais elevada de DQO é alcançada com menor carga de substrato, independentemente da taxa de aeração. Porém a eficiência pode diminuir drasticamente quando há o aumento da carga orgânica e diminuição da vazão de ar ocorrendo ao mesmo tempo.

2.5. Remoção biológica do nitrogênio

2.5.1 Nitrificação

A nitrificação é um processo natural que ocorre nos sistemas biológicos aeróbios pelo consumo de oxigênio e alcalinidade por meio de duas reações distintas, porém sequenciais. A primeira é chamada de nitrificação que corresponde a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito, por bactérias oxidadoras de amônia (BOA) como as do gênero *Nitrossomas* (Equação 1). E a segunda (Equação 2) é a oxidação de nitrito a nitrato pela ação de bactérias oxidadoras de nitrito (BON) do gênero *Nitrobacter*, processo chamado de nitratação (FERREIRA, 2000)

Nitrificação: *Nitrossomas* (BOA)



Nitratação: *Nitrobacter* (BON)



As bactérias envolvidas no processo de nitrificação constituem um grupo homogêneo de bactérias estritamente aeróbias e quimioautotróficas, as quais utilizam o nitrogênio de forma não-assimilativa como fonte de energia e o dióxido de carbono, os bicarbonatos ou carbonatos como fonte de carbono para síntese do material celular (SINHA; ANNACHHATRE, 2007). No entanto, ambas possuem taxa de crescimento lento quando comparadas à bactérias heterotróficas responsáveis pela degradação da matéria carbonácea, resultando em uma competição desfavorável ao consumir amônia através do processo de assimilação. Portanto, bactérias nitrificantes exigem maior tempo de permanência nos reatores (FERREIRA, 2000; PRAMANIK et al., 2012). Outra prerrogativa é que bactérias oxidadoras de nitrito possuem maior taxa de crescimento em relação às *Nitrossomonas*, isto explica o fato de nitrito não acumular no sistema (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

Segundo Ling e Chen (2005) fatores como pH, alcalinidade, temperatura, carga orgânica, oxigênio dissolvido e substâncias inibidoras afetam o processo de nitrificação. Estequiometricamente, por exemplo, são necessários 4,57 g de oxigênio para oxidar completamente 1,0 g de nitrogênio amoniacal em nitrato, sendo 3,43 g de oxigênio consumidos no processo de nitrificação e 1,14 g na segunda etapa, nitratação (METCALF; EDDY, 2003).

Dessa forma, as concentrações de oxigênio dissolvido têm um efeito direto nas taxas de crescimento de bactérias nitrificantes, tipicamente deve ser mantido 2 mg.L⁻¹ ou mais no reator quando se pretende realizar a nitrificação, pois esta é aumentada quase que linearmente quando há maior disponibilidade de oxigênio. Valores de oxigênio inferiores a 2 mg.L⁻¹ afetam drasticamente o crescimento das bactérias nitrificantes, como as oxidadoras de nitrito que diminuem a sua atividade metabólica por apresentarem maior sensibilidade a mudanças da

concentração de oxigênio. No entanto, concentrações acima de 4 mg.L^{-1} podem não ter efeito positivo as operações devido ao desprendimento do biofilme dos meios plástico e maior crescimento das bactérias heterotróficas (PRAMANIK et al., 2012).

Outro requisito importante dentro do sistema é a alcalinidade que deve propiciar o tamponamento do pH em valores próximos a neutralidade no processo de nitrificação, sendo que parte é consumida na oxidação da amônia em razão da liberação de íons H^+ . Assim para que haja produção completa do nitrato, certa alcalinidade é exigida. Pramanik et al. (2012) relatam em testes realizados em reatores de FBAS de escoamento ascendente, que a remoção do amônio aumenta linearmente de 81,6% a 92,3% quando houve uma mudança de valor de pH de 4,7 para 6,4. Embora seja considerado que o pH de 6,5 a 9,0 não tem efeito sobre a nitrificação, um pH inferior a 6,5 e superior a 9,0 inibe completamente o processo.

Por outro lado, níveis elevados de pH podem ser desfavoráveis ao processo de nitrificação, uma vez que provoca a conversão de íons de amônio em amônia livre, substrato tóxico que inibe a atividade metabólica das BOA e BON. Valores de pH acima de 7,5 propicia o aumento exponencial da produção de amônia livre, a qual provoca uma inibição seletiva das bactérias oxidadoras de nitrito, logo há o acúmulo de nitrito no sistema, uma vez que as BON são mais sensíveis, sendo inibidas a partir faixa de $0.1\text{--}1.0 \text{ mg.L}^{-1}$ de amônia livre, enquanto as *Nitrossomonas* são afetadas somente em níveis acima de 10 a 150 mg.L^{-1} (SINHA; ANNACHHATRE, 2007).

Concentrações de amônia livre podem estar presentes em baixas ou altas temperaturas, impedindo que a nitrificação ocorra de forma completa. De acordo com o estudo realizado por Kim et al. (2006) foram observados concentrações de 16 mg.L^{-1} durante o inverno de $5 \text{ }^\circ\text{C}$ e 68 mg.L^{-1} durante o verão de $25 \text{ }^\circ\text{C}$, resultando em ambas temperaturas, o acúmulo de nitrito, decorrente do processo de inibitório sofrido pelas BON, que cessou 50 % da sua atividade metabólica já em taxa de $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$ de N-NH_3 , ao contrário das BOA que só foram inibidas completamente quando o nível de N-NH_3 elevou-se a 78 mg.L^{-1} .

Contudo, sabe-se que o aumento da temperatura favorece as taxas de reações biológicas dentro dos limites fisiológicos, logo a nitrificação aumenta proporcionalmente com a elevação de temperatura. No entanto, acredita-se que temperaturas ótimas para nitrificação é maior em relação à nitratação, conforme apresentado Qiao et al., (2010), segundo os autores em faixas $10\text{--}20 \text{ }^\circ\text{C}$ de temperatura, as *Nitrobacter* estão em vantagens, apresentando maior taxa máxima de crescimento específico em relação às *Nitrosomonas*, que por sua vez, conseguem superá-las em temperaturas acima de $25 \text{ }^\circ\text{C}$.

Desta forma, altas temperaturas favorecem o acúmulo de nitrito, que pode oferecer economia de custos tanto na aeração, quanto na dispensa de carbono orgânico, a partir de uma desnitrificação via nitrito. Kim et al. (2006) recomenda ajustar os processos operacionais conforme os seguintes parâmetros temperatura ($>25^{\circ}\text{C}$), pH entre 7,5 a 8,5 e OD ($<0,5 \text{ mg.L}^{-1}$) para varrer as BON do sistema.

2.5.2 Desnitrificação

O processo de desnitrificação ocorre nas etapas de tratamento de esgoto secundário e terciário quando há modificações no reator aeróbio criando-se um ambiente anóxico. Basicamente tem como finalidade remover os produtos da nitrificação, reduzindo a nitrogênio gasoso, processo que ocorre por uma via dissimilatória realizada pelas bactérias quimioheterotróficas, sob uma condição anóxica e presença de substrato. Dessa forma, há a utilização de nitrato e nitrito como aceptores de elétrons, reduzindo-os a óxido nítrico e óxido nitroso e, posteriormente a nitrogênio gasoso (KNOWLES, 1982).

As bactérias participantes da desnitrificação são organismos aeróbios facultativos de diferentes gêneros incluindo as *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Bacillus*, *Rhizobium*, *Aquaspirillum*, *Flavobacterium*, *Aeromonas*, *Moraxella* e algumas leveduras (PRAMANIK et al., 2012). Esses organismos envolvidos na desnitrificação anteriormente eram taxados como estritamente anaeróbios, no entanto, após uma investigação mais minuciosa, constatou-se que se tratavam de bactérias aeróbias facultativas, pois em ambiente aeróbio esses microrganismos utilizam o oxigênio como aceptor terminal de elétrons para alcançar um maior rendimento energético, sendo uma via mais favorável e preferível, razão pela qual a atividade de desnitrificação pode cessar mesmo em baixas concentrações de O_2 (FLECK; EYNG, TAVARES, 2015).

Deste modo, em reatores como FBAS, a desnitrificação é possível caso haja a existência de diferentes zonas estratificadas no biofilme como anóxica e aeróbia que podem estar presentes em razão da baixa turbulência e nível de fornecimento de oxigênio dissolvido. Nessa condição, as bactérias facultativas heterotróficas localizadas nas camadas mais internas passam a utilizar nitrito e nitrato como fonte de energia (GOMEZ et al., 2002).

A espessura do biofilme é uma componente chave que aumenta a eficiência da remoção do nitrogênio, desde que a sua profundidade não limite a transferência do substrato. Todavia, a espessura e as diferentes zonas no biofilme são grandemente influenciadas pelo coeficiente de aeração, pois uma concentração baixa de OD torna a camada externa aeróbia muito fina e

diminui a taxa de oxidação da amônia. Por outro lado, uma transferência excessiva de oxigênio dissolvido torna a camada anaeróbia muito fina e retarda a desnitrificação (NING et al., 2014).

A relação carbono orgânico: nitrogênio (C:N) também influencia a população de microrganismos no biofilme, uma vez que o aumento dessa relação favorece as bactérias heterotróficas em relação as nitrificantes, em função das excessivas camadas de biofilmes que dificulta a transferência de oxigênio, tornando o ambiente interno deficiente em OD. Desta forma, relações C:N superiores a 5 são favoráveis ao processo de desnitrificação. Enquanto valores de 3 a 5 favorecem tanto a nitrificação quanto a desnitrificação, já abaixo de 1 garantem a máxima atividade das nitrificantes, porém as camadas mais externas são eliminadas e há alta oxigenação no meio, logo inibindo a desnitrificação (DOMINGUES, 2005; ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

Segundo Pramanik et al. (2012) para que ocorra a desnitrificação deve-se manter concentrações de OD abaixo de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$, pois em concentrações de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ a taxa de desnitrificação será apenas 10% da taxa de nitrificação em condições anóxicas. Ressaltando que a concentração de oxigênio considerada é a que está dentro do biofilme, e não diluída no meio líquido.

Entretanto, é possível desnitrificar com concentrações de até $4,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de oxigênio, desde que haja uma fonte de carbono adicionada. Pois, aumentando a dose de fonte de carbono, haverá redução de nitrato ou nitrito mesmo na presença de oxigênio (GOMEZ et al., 2002). Em pesquisa realizada com vazão de ar de $0,3$ a $1,0 \text{ L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ e tempo de aeração de 72 minutos (intermitente), obteve-se remoção de nitrogênio superior a 90% nas relações C:N (5:1 e 10:1) com concentrações de OD mantidas no final de aeração em torno de $2,0$ a $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Ainda foi possível atingir remoção de DQO em média de 95% e 97% para cargas de 226 mg.L^{-1} e 401 mg.L^{-1} respectivamente (YOO et al., 1999).

Atualmente há uma tendência em utilizar rotas de remoção do nitrogênio por vias mais curtas de desnitrificação a partir do amônio ou nitrito em um único reator. A finalidade é reduzir custos operacionais, unidades de tratamento, consumo de oxigênio e fontes externas de carbono, além de obter maior eficiência na remoção do nitrogênio, o que pode ser garantido por diversos processos citados abaixo

A nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS), é um processo estratégico que visa criar dentro do biofilme microambientes, aeróbico e anóxico, através do controle do OD. Este processo decorre em limitar a difusão de oxigênio nas camadas internas do biofilme, oferecendo assim condições favoráveis a bactérias desnitrificantes heterotróficas, enquanto que nas camadas superficiais dos biofilmes as bactérias nitrificantes continuam ativas, sincronizando

assim, os processos de nitrificação e desnitrificação (SILVA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2018; WRANG; RONG; ZRANG, 2018). Estudos realizados por Ma et al. (2017) comprovaram que é possível manter um nível de oxigênio de $0,35 \text{ mg.L}^{-1}$ dentro do reator, para alcançar uma eficiência de NDS em 81,23%, mantendo taxas de remoções de amônio, nitrogênio total e DQO em 75%, 70,34% e 85%, respectivamente.

Outra forma de otimizar a desnitrificação é com a nitrificação parcial, processo denominado de SHARON (*single reactor high activity ammonia removal over nitrite*), que decorre da redução de nitrito (amônia/nitrito e nitrito/nitrogênio gasoso) devido à alta competição entre oxidadoras de nitrogênio e oxidadoras de amônia (McCARTY, 2018). Daniel et al., (2009) ao utilizar a desnitrificação via nitrito, observaram remoção de nitrogênio superior a 90%, com economia de oxigênio em 25% e energia orgânica em 40%, sendo possível ainda, alcançar taxas de desnitrificação 63% maior e em menor tempo, quando comparado com o processo similar baseado na redução de nitrato.

Além disso, pesquisas demonstram que as taxas de desnitrificação com nitrito são 1,5 a 2,0 vezes mais rápidas do que com nitrato, demandam menor tempo de detenção hidráulica, diminuindo assim o volume dos reatores, logo menores custos de investimento, tornando essa opção mais econômica (HAN; YUN; KIM, 2001).

A rota SHARON pode ser associada com o processo de oxidação anaeróbia de amônia (ANAMMOX), promovendo a remoção de dois poluentes simultaneamente, amônia e nitrito que convertidos a nitrogênio gasoso por bactérias oxidadoras anaeróbias autotróficas, com o nitrito atuando como aceptor de elétrons (FLECK; EYNG, TAVARES, 2015; McCARTY, 2018). As bactérias ANAMMOX possuem maior capacidade de transformação das espécies nitrogenadas em nitrogênio gasoso, portanto podem remover maiores cargas de nitrogênio presente nos efluentes, acima de $2 \text{ kg m}^3 \text{ d}^{-1}$, enquanto os processos convencionais (nitrificação/desnitrificação) operam com cargas cerca de 10 vezes menores. Ademais, fontes de carbono orgânico não são necessárias e pode ser economizado mais de 50% de oxigênio, porque só há gasto de oxigênio na nitrificação, e nesta fase apenas metade da amônia é convertida a nitrito (SCHEEREN et al., 2011).

O processo ANAMMOX exige condições de anaerobiose ou condições de oxigênio limitado, podendo as bactérias sofrer completa inibição com concentrações de OD acima de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (SCHEEREN et al., 2011). Outro aspecto importante é o baixo rendimento celular desses microrganismos, necessitando assim de um bom monitoramento do sistema. Por outro lado, resulta em uma pobre produção de lodo (FUX et al., 2002); quando os processos SHARON e ANAMMOX são combinados, ocorrendo em único reator aerado, chama-se de método

CANON (Completa remoção autotrófica de nitrogênio através do nitrito), o qual tem como base a cooperação entre os dois grupos de bactérias que executam duas reações sequenciais simultaneamente. As nitrificantes oxidam o amônio a nitrito, consomem o oxigênio e assim criam condições anóxicas necessária ao processo ANAMMOX (SCHMIDT et al., 2003).

Uma grande vantagem das reações de desnitrificação ocorrer integralizada aos sistemas de tratamento de efluentes é a produção da alcalinidade, a qual impede o caimento do pH, mesmo que haja o consumo da alcalinidade no momento da nitrificação (PRAMANIK et al., 2012). Além disso, outras vantagens verificadas são: economia de oxigênio (o material orgânico pode ser estabilizado na ausência de oxigênio), com a conseqüente redução das necessidades energéticas, e a eliminação potencial da necessidade de uma fonte exógena de carbono (MARCHETTO et al., 2003).

Reatores FBAS em sua forma convencional realizam a conversão biológica (sob condição aeróbica) do amônio para nitrato, forma nitrogenada que ainda vai estar presente no efluente. Entretanto, sua flexibilidade operacional permite adaptá-lo em várias configurações para alcançar diferentes vias de remoção do nitrato a N_2 , por meio de processos como desnitrificação, NDS, entre outras rotas (ZHANG et al., 2018). Outra forma de remoção de nitrogênio é a incorporação do amônio na biomassa, tornando esta forma em nitrogênio orgânico.

3. DELINEAMENTO METODOLÓGICO

O estudo foi conduzido na estação de tratamento de esgoto da UFLA (ETE-UFLA) para investigar a relação entre aeração no FBAS e eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogenada, organizado em mais dois capítulos. Primeiramente, foi avaliada a distribuição de oxigênio entre os 6 reatores FBAS e as eficiências de remoção de DQO e formas de nitrogênio individualmente para cada reator. Após esta etapa de experimentos, realizou-se ensaios no 6º FBAS com aeração contínua e intermitente, com objetivo de encontrar o tempo mínimo de aeração sem prejudicar a remoção de DQO e incrementando a eficiência de remoção de matéria nitrogenada., tornando o sistema mais sustentável. Para tal, apresentam-se os capítulos a seguir:

Capítulo 2: Avaliação da distribuição de oxigênio dissolvido em filtros biológicos aerados submersos em série

Hipótese: Tendo em vista que o oxigênio é introduzido nos FBAS por um único soprador, que fornece determinada vazão de ar de forma canalizada, poderá haver diferença na distribuição de oxigênio entre os primeiros e os últimos reatores dispostos em série.

Pergunta: Há diferença na concentração de OD entre os 6 reatores FBAS disposto em série? Se há diferença no nível de OD mantido no reator, existe também diferença na eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio?

Objetivo: Avaliar a uniformidade de aeração em Filtro Biológico Aerado Submerso e as respectivas eficiências de remoção de matéria orgânica e formas de nitrogênio.

Capítulo 3: Remoção de matéria orgânica e nitrogenada em filtro biológico aerado submerso submetido a aeração contínua e intermitente

Hipótese: Reduzir o tempo de aeração no filtro biológico aerado submerso poderá trazer resultados positivos, tendo em vista que, por aeração intermitente, é possível regular o nível de OD no FBAS de forma a reduzir o consumo de energia, sem prejuízo à eficiência de remoção de matéria orgânica e ainda incrementando a remoção de nitrogênio, pela nitrificação e desnitrificação simultânea.

Pergunta: Qual o tempo de aeração mínimo para máxima remoção de matéria orgânica e nitrogênio? Há diferença significativa entre os tempos de aeração testados em relação qualidade do esgoto produzido? Qual o ganho em economia de energia elétrica?

Objetivo: Identificar o tempo de aeração que apresenta maior eficiência na remoção de matéria orgânica e nitrogênio, combinado com menor consumo energético no reator com fornecimento de OD mais prejudicado.

4. CARACTERIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DA UFLA

A UFLA é uma instituição de ensino superior com alto potencial de geração de resíduos sólidos e líquidos tendo em vista que apresenta uma população equivalente a pequenos municípios. O Sistema Integrado de Recursos Humanos da UFLA (SIGRH, 2018) informar ter 1.325 funcionários ativos em agosto de 2018 e de acordo com a Diretoria de Comunicação da UFLA, o número de alunos matriculados de graduação é de 11.543 (DCOM, 2018). Além disso, somam-se também estudantes de pós-graduação, funcionários tercerizados e visitantes, ocorrendo uma circulação diária de aproximadamente 17 mil pessoas

Nesse sentido, a instituição tem minimizado possíveis prejuízos aos corpos hídricos ao tratar seus efluentes por meio de uma estação de tratamento de esgoto sanitário (ETE-UFLA), em funcionamento desde 2014, com objetivo principal de tratar esgoto doméstico, bem como aqueles oriundos de atividade laboratoriais, hospitalares e de criação de animais após tratamento prévio (Figura 1).

Figura 1 – Estação de Tratamento de Esgoto da UFLA.

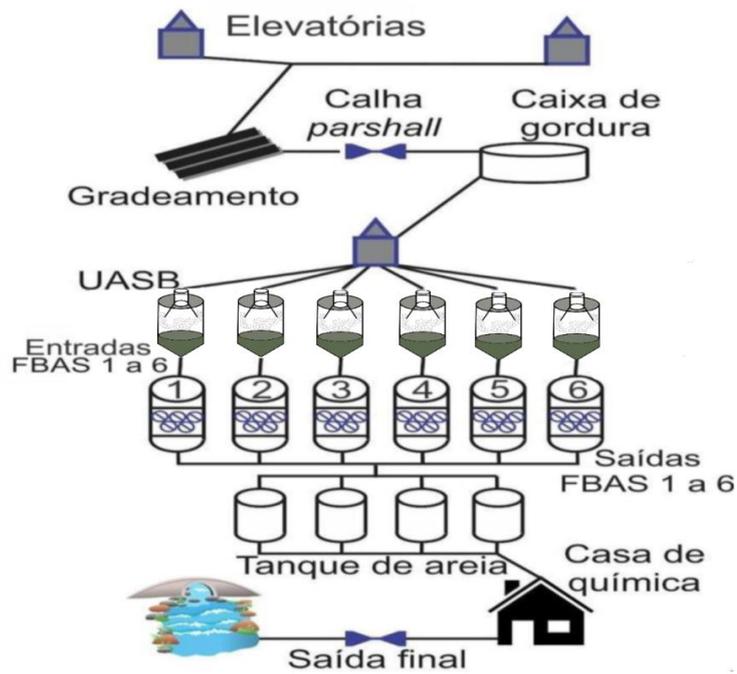


Fonte: Do autor (2019)

A ETE-UFLA foi projetada para atender uma vazão diária de $800 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ de esgoto, porém, atualmente, opera com uma vazão média de $138 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ de esgotos que são coletados e destinados a duas elevatórias, as quais armazenam temporariamente os esgotos até volume pré-estabelecido, após o qual o sistema de bombeamento é acionado, encaminhando o esgoto diretamente para a estação. A condução do esgoto das duas elevatórias não ocorre de forma simultânea para evitar sobrecarga do sistema.

Na estação, o efluente passa, primeiramente, pelo tratamento preliminar que é compreendido por: 1 grade grossa e fina do tipo placas perfuradas com orifícios de 20 mm e 5 mm de diâmetro respectivamente, 1 calha parshall, 1 caixa de gordura. Após, o esgoto é conduzido para 1 elevatória de esgoto, responsável por distribuir o efluente para 6 reatores UASB (tratamento secundário anaeróbio). Cada tanque possui individualmente um volume útil de $62,37 \text{ m}^3$, atendendo atualmente vazões de $23 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ em $\text{TDH} \cong 72\text{h}$, objetivando remover 50% de uma DBO estimada em 400 mg.L^{-1} , segundo dados do projeto da ETE UFLA. Posteriormente, o líquido segue ao conjunto de 6 FBAS dispostos em paralelo, interligados a cada UASB, pois trata-se de um sistema anaeróbio-aeróbio combinado, como pode ser visualizado na Figura 2.

Figura 2 – Desenho esquemático da estação ETE-UFLA.



Fonte: Do autor (2019)

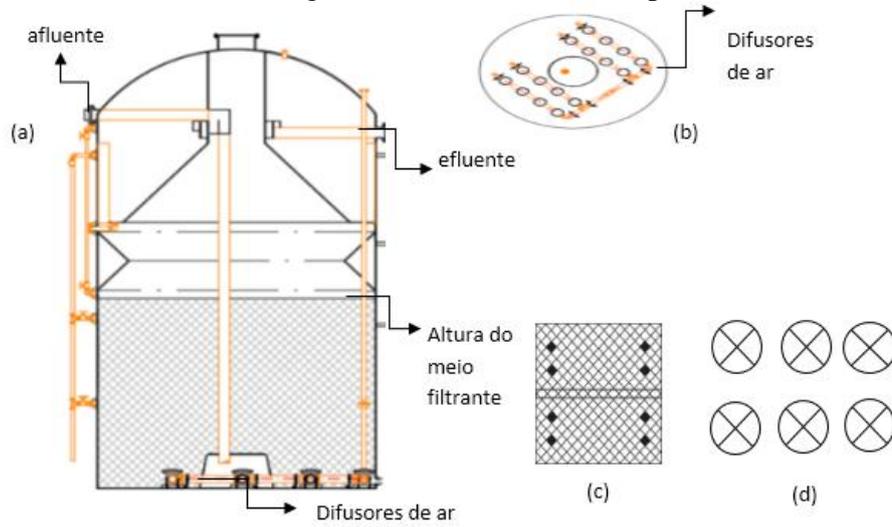
Após o tratamento secundário, o efluente é encaminhado para 4 filtros de areia, para que sejam removidos sólidos despreendidos do FBAS. Em sequência, o esgoto recebe o tratamento terciário, que tem por finalidade a desinfecção e eliminação dos organismos patogênicos pelo uso de radiação Ultravioleta e cloração, em conjunto, para atender a proposta de reúso para fertirrigação. Por fim, o efluente passa novamente em uma calha *parshall* de saída para medição de vazão e segue até o corpo receptor Ribeirão Vermelho.

Quanto ao lodo excedente, são realizadas frequentes descargas do FBAS para o UASB para estabilização de lodo aeróbio, seguido de desaguamento em 2 filtros prensa. A estação dispõe também de equipamentos para coleta e armazenamento do biogás produzido no reator UASB, que visa recuperação energético.

Os reatores FBAS (Figura 3) foram projetados individualmente com as seguintes dimensões: 3,8 m de diâmetro, 2,8 m de altura do meio suporte e volume do meio filtrante de 31,75 m³, preenchido com *pall rings* e grades de polipropileno. O sistema é de escoamento ascendente, com 16 difusores de ar instalados no fundo de reator, recebendo uma vazão de ar de aproximadamente 40,5 m³.h⁻¹ que é fornecido por um único soprador do tipo *roots trilobular*, de potência de 15 cv e voltagem de 220 V. Assim, o equipamento fornece cerca de 5.832 m³.d⁻¹ de ar para os 6 reatores funcionando de forma ininterrupta, para garantir eficiência estimada de 90% na remoção de carga orgânica, buscando alcançar a remoção de 30 kg d⁻¹ de

DBO em cada tanque. Essa condição de funcionamento ininterrupta gera consumo diário de aproximadamente 298 kW.

Figura 3 – FBAS e seus componentes estruturais



Legenda: (a) Corte de perfil do reator FBAS, (b) sistema de aeração, vista superior, (c) material filtrante grades de polipropileno e (d) anéis de *pall rings*.

Fonte: Adaptado do projeto ETE-UFLA.

REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, S. I.; FAWZY, M. E.; EL-GENDY, A. S. Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. **Ecol. Eng.** v. 84, p. 53-57, 2015.
- AISSE, M. M.; SOBRINHO; A. P. Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário In: Chernicharo, Carlos Augusto de Lemos. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. PROSAB, (Coletânea de trabalhos técnicos, 2), Belo Horizonte, p.131-40, 2001.
- ALBORNOZ, L. L. Estudo de caso: **Avaliação da eficiência de uma estação de tratamento de efluentes de um campus universitário**. 2015. 45p. Trabalho de conclusão de curso (TCC) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.
- ALBUQUERQUE, A. et al., 2012. Impact of aeration conditions on the removal of low concentrations of nitrogen in a tertiary partially aerated biological filter. **Ecol. Eng.**, v. 44 p. 44–52, 2012.
- BARANA, A. C. et al. Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. **J. Environ. Chem. Eng.**, v. 1, p. 453-459, 2013.
- BODKHE, S.Y. A modified anaerobic baffled reactor for municipal wastewater treatment. **J. Environ. Manag.**, v. 90, n. 8, p. 2488-2493, 2009.
- CHAN, Y. J. et al. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], p. 1-18, 2009.
- Chernicharo, C.A. L. et al. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Rev Environ Sci Biotechnol**. v. 14, p.649, 2015.
- CODAS, B. V. B.; SCHMIDEL W. ALEM, P. Avaliação da transferência de oxigênio em um biorreator aerado submerso com enchimento. IN: XXVIII congresso interamericano de Ingeniería sanitaria y ambiental, **Anais...**, Cancún, México, 27 al 31 octubre, 2002.
- CORNELLI, R. et al. Métodos De Tratamento De Esgotos Domésticos: Uma Revisão Sistemática. **REA – Revista de estudos ambientais (Online)** v.16, n. 2, p.20-36, jul./dez. 2014.
- DANIEL, L. M. C et al. Removal of ammonium via simultaneous nitrification–denitrification nitrite-shortcut in a single packed-bed batch reactor. **Bioresour Technol**, v.100, p. 1100-1107, 2009.
- DIRETORIA DE COMUNICAÇÃO – DCOM. **UFLA é Azul: 2ª Universidade Do Mundo com o Certificado Blue University em Reconhecimento pela Gestão das Águas**. Lavras, 16 de maio, 2016. Disponível em: <http://www.ufla.br/dcom/2016/05/page/6/>>. Acesso em: 14 de jan, 2019.
- DIRETORIA DE COMUNICAÇÃO – DCOM. **Bolsa Permanência: Estudantes da UFLA podem ser beneficiados com novas inscrições do programa**. Lavras, 19 de junho, 2018. Disponível em: <<http://www.ufla.br/dcom/2018/06/19/>>. Acesso em: 08 de jun, 2018.
- DOMINGUES, L. M. **Sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto**. Campinas, SP: [s.n.], 2005.

- ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - EPA. **Waterwaste Technology Fact Sheet: Fine Bubble Aeration. Municipal Techonology Branch.** Washington, D. C., United States, EPA 832-F-99-065, set., 1999.
- FAN, Q. et al. Aeration optimization through operation at low dissolved oxygen concentrations: evaluation of oxygen mass transfer dynamics in different activated sludge systems. **J. Environ. Sci.**, v. 55, p. 224-235, 2017.
- FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. In: XXVII Congresso Interamericano De Engenharia Sanitária E Ambiental, **Anais...**, Porto Alegre, p. 25, 2000.
- FLECK, L.; EYNG, E.; TAVARES, M. H. F. Biological Nitrogen Removal In Liquid Effluents: A Review. **Revista EIXO**, Brasília-DF, v. 4, n. 2, julho-dezembro de 2015.
- FUX, C. et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. **J. Biotechnol.** v. 99, n. 3, p. 295–30, 2012.
- GIUSTINA, S. V. D; MIRANDA, L. A. S.; MONTEGGIA, L. O. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Eng. Sanit. Ambient**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 3, p. 257-266, setembro, 2010.
- GOMEZ, M. A. et al. Effect of dissolved oxygen concentration on nitrate removal from groundwater using a denitrifying submerged filter. **J. Hazard. Mater.**, v. 90, p. 267–278, 2002.
- GONÇALVES, R. F. et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: Projeto PROSAB, Cap.4. p. 171-271, 2001.
- GONZÁLEZ, E. et al. Photosynthetic bacteria-based membrane bioreactor as post-treatment of an anaerobic membrane bioreactor effluent. **Bioresour. Technol.**, v. 239, p. 528-532, 2017.
- HAN, D.W.; YUN, H. J.; KIM, D. J. Autotrophic nitrification and denitrification characteristics of an upflow biological aerated filter. **J. Chem. Technol. Biotechnol.**, v. 76, p. 1112–1116, 2001.
- HASAN, H. A. et al. A review on the design criteria of biological aerated filter for COD, ammonia and manganese removal in drinking water treatment. **J. Instit. Eng. Malays.** v. 70, n. 4, p. 25-3, 2009.
- HANCHANG, S. Industrial wastewater-types, amounts and effects. Point Sources Pollut.: Local Effects Control, **encyclopedia of life support systems (EOLSS)**. vol. I, p. 191, 2009.
- HE, S. B; XUE, G.; KONG, H. N. The performance of BAF using natural zeolite as filter media under conditions of low temperature and ammonium shock load. **Journal of Hazardous Materials**, v. 143, n. 1-2, p. 291-295, 2007.
- HIRAKAWA, C.; PIVELI, R. P.; S; ALEM, P. Biofiltro Aerado Submerso Aplicado Ao Pós-Tratamento De Efluente De Reator Uasb – Estudo Em Escala Piloto Com Esgoto Sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v. 7, n. 1, jan/mar 2002 e n. 2 - abr/jun 2002.
- IAMAMOTO, C. Y. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão**

operado em bateladas seqüenciais e sob aeração intermitente. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos - SP, 2006.

KASSAB, M. et al. Sequential anaerobic – aerobic treatment for domestic wastewater – A review. **Bioresour. Technol.**, v. 101, p. 3299-331, 2001.

KIM, D. J. et al. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. **Bioresour. Technol.**, v. 97, p. 459-468, 2006.

KNOWLES. R. Denitrification.” Microbiological reviews. **Microbiol Rev.** v. 46, n. 1, p. 43–70, 1982.

LI, W.; LI, L; QIU, G. Energy consumption and economic cost of typical wastewater treatment systems in Shenzhen, China. **Journal of Cleaner Production.** v. 163, Supplement p. S374-S378, October, 2017.

LING AND CHEN, 2005, J. LING, S.L. CHEN. Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. **Aquacult. Eng.**, v. 33, n. 2, p. 150-162, 2005.

LOUPASAKI, E.; DIAMADOPOULO, E. Attached growth systems for wastewater treatment in small and rural communities:a review. *J Chem Technol Biotechnol*, v. 88, p. 190–204, 2013.

MA, W. et al. Enhanced nitrogen removal from coal gasification wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) in an oxygen-limited aeration sequencing batch biofilm reactor. **Bioresour. Technol.**, v. 244, p. 84-91, 2017.

McCARTY, P. L. What is the Best Biological Process for Nitrogen Removal: When and Why?. **Environ. Sci. Technol.** v. 52, n. 7, p. 3835–3841, 2018.

MAGRI, M. E. et al. Otimização do processo de nitrificação com o uso de conchas de ostras como material suporte em reatores com biomassa fixa. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 123-130, junho, 2013.

MAIORANO, A. E. et al. Influência das condições de aeração no tratamento de efluentes fenólicos com biofilmes em reator aeróbio. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, p. 285-289, Dec. 2005.

MANN, A.T., STEPHENSON, T. Modelling biological aerated filters for wastewater treatment. **Water Research**, v. 31, n. 10, p. 2443-2448, 1997.

MARCHETTO, M. et al. Estimativa da microbiota desnitrificante em tratamento terciário de esgoto sanitário e cinética do processo de desnitrificação com diferentes fontes de carbono. **Braz. J. Microbiol.** São Paulo, v. 34, n. 2, p. 104-110, 2003.

MENDOZA-ESPINOSA, L.; STEPHENSON, T. A review of biological aerated filters (BAFs) for wastewater treatment. **Environmental Engineering Science.** v. 16, n. 3, p. 201-216, 1999.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Inc. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** (4th ed.) McGraw-Hill Press, New York, 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento De Efluentes E Recuperação De Recursos.** 5ª edição. Mc Graw Hill; p. 2008, 2015.

- MOORE, R.; QUARMBY, J; STEPHENSON, T. The effect of media size on the performance of biological aerated filters. **Water Res.**, v. 35, p. 2514-2522, 2001.
- MOORE, R.E; QUARMBY, J.; STEPHENSON, T. BAF media: ideal properties and their measurement. **Inst. Chem. Eng.**, v. 77, p. 291-297, 1999.
- 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). **Eng Sanit Ambient.** v.16, n. 4, p. 411-420, 2011.
- NING Y. F. et al. A new approach for estimating aerobic–anaerobic biofilm structure in wastewater treatment via dissolved oxygen microdistribution. **Chem Eng J.** v. 255, p.171–177, 2014.
- OKUBO, T. et al. On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India. **Bioresour. Technol.**, v. 194, p. 156-164, 2015.
- PASSING H. F. **Reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário.** Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2005, São Carlos, 2005.
- PEREIRA, E L. S. **Utilização de biofiltro aerado submerso no tratamento de efluentes de curtume submetido a processo de pré-tratamentos físico-químico e anaeróbio.** 2008. 148 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 2008.
- PRAMANIK, B. K. et al. Biological aerated filters (BAFs) for carbon and nitrogen removal: A review. **Journal of Engineering Science and Technology**, v. 7, n. 4, p. 428-446, 2012.
- QIAO, S. et al. High-rate partial nitrification performance of high ammonium containing wastewater under low temperatures. **Bioresource Technology.** v.101, n. 1, p.111-117, 2010.
- RENUKA, R. et al. Performance evaluation of panelled anaerobic baffle-cum-filter reactor in treating municipal wastewater. **Ecological Engineering.** v. 97, p.1-12, 2016.
- RIBEIRO, J. C.; SILVA, G. H. R. Acompanhamento operacional e avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário: reator UASB seguido de filtro aerado submerso. **Eng. Sanit. Ambiental.** Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 27-31, Feb., 2018.
- ROSSO, D.; LARSON, L. E.; STENSTROM, M. K. Aeration of Large-Scale Municipal Wastewater Treatment Plants: State of the Art. **Water Science And Technology.** v. 57, n. 7, p. 973-978, 2008.
- SALLA, M. R. et al. Estudo da Transferência de Gases em Coluna de Aeração Objetivando o Reuso em Águas Residuárias. Conferencia: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...**, Curitiba, v. 1, novembro, 2003.
- SAMAEI, S. M.; GATO-TRINIDAD, S.; ALTAEE. A. The Application Of Pressure-Driven Ceramic Membrane Technology For The Treatment Of Industrial Wastewaters - A Review. **Sep. Purif. Technol.**, v. 200, p.198-220, 2018.
- SCHEEREN, M. B. et al. The ANAMMOX process as an alternative for treatment of water with high containing nitrogen. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, Campina Grande, v. 15, p. 1289-1297, 2011.

- SCHMIDT, I. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 27, p. 481-492, 2003.
- SCHOENHALS, M. **Avaliação da eficiência do processo de flotação aplicado ao tratamento primário de efluentes de abatedouro avícola**. 2006. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2006.
- SILVA, T. M. R. **Aplicação do sistema combinado por filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso ao tratamento de esgotos sanitários de unidades residenciais unifamiliares**. 2016. xix, 112 f., il. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) — Universidade de Brasília, Brasília, 2016.
- SILVA, B. G. DAMIANOVIC, M. H. R. Z. FORESTI. E. Effects of intermittent aeration periods on a structured-bed reactor continuously fed on the post-treatment of sewage anaerobic effluente. **Bioprocess and Biosystems Engineering**. v. 41, p. 1115–1120, 2018.
- SINHA, B; ANNACHATRE, A. P. Partial nitrification—operational parameters and microorganisms involved. **Rev Environ Sci Biotechnol**. v. 6, n. 4, p. 285–313, 2007.
- VON SPERLING, M. **Biological Wastewater Treatment Series: Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors**. v. 5, 1 ed. London – UK, IWA Publishing, p.338, 2007.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lodos Ativados**. v. 4, 3^o ed., Belo Horizonte, Editora-UFMG, p. 428, 2012.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. v. 1, 4 ed, Belo Horizonte, Editora-UFMG, p. 472, 2014.
- ZHANG, Q. I. Impact of dissolved oxygen on the microbial community structure of an intermittent biological aerated filter (IBAF) and the removal efficiency of gasification wastewater. **Bioresource Technology**. v. 255, 2018.
- ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 29-42, Mar. 2016.
- WRANG, J.; RONG, H.; ZHANG, C. Evaluation of the impact of dissolved oxygen concentration on biofilm microbial community in sequencing batch biofilm reactor. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. v. 125, n.5, p. 532-542, may, 2018.
- WU C, et al. Treatment of Secondary Effluent from a Petrochemical Wastewater Treatment Plant by Ozonation-Biological Aerated Filter. **J Chem Technol Biotechnol**. v. 90, n. 3, p. 543–549, 2014.
- YOO H. et al. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor. **Wat. Res.**, v. 33, n. 1, p. 145-154, 1999.

CAPÍTULO 2: AVALIAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM FILTROS BIOLÓGICOS AERADOS SUBMERSOS EM SÉRIE

CAPÍTULO 2: EVALUATION OF DISSOLVED OXYGEN DISTRIBUTION IN SUBMERGED AERATED BIOLOGICAL FILTERS IN SERIE

RESUMO

A Universidade Federal de Lavras (UFLA) gera efluentes líquidos de alto potencial em decorrência das inúmeras atividades institucionais, sendo os poluentes tratados pela própria universidade na estação de tratamento de efluentes (ETE-UFLA). Portanto, objetivou-se conhecer a uniformidade de distribuição de oxigênio do sistema de aeração no conjunto de 6 Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS) dispostos em série, bem como suas respectivas eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogenada. Os FBAS são operados a uma taxa de aeração de cerca de $40,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ proveniente de um único soprador do tipo *roots trilobular*, sob condições de funcionamento de forma contínua (24h de aeração). Portanto, foi realizado o monitoramento do OD, assim como análise de variáveis de DQO, NTK, NO_3^- , pH, e temperatura, a partir da coleta do afluente e efluente dos FBAS, seguindo a metodologia do *Standard Methods*, durante 5 campanhas, sendo os dados analisados estatisticamente pelo Teste F e Tukey com nível de confiança de 95%. As concentrações de OD no conjunto de 6 FBAS dispostos em série são diferentes ($p < 0,05$), sendo o 6º reator o menos oxigenado quanto ao recebimento do oxigênio, com concentrações médias de $5,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. No entanto as eficiências de remoção de DQO e NTK são semelhantes ($p < 0,05$) com valores médios $83 \pm 7\%$ e $69 \pm 11\%$ respectivamente, indicando que o alto nível de OD mantido nos reatores não incrementa a eficiência, sendo a aeração adotada atualmente dispendiosa e antieconômica. Como consequência, a remoção de nitrogênio é incompleta devido à ausência de condições anóxicas, gerando assim, acúmulo de nitrato (concentração média de $130 \pm 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e consumo da alcalinidade do sistema. Sugere-se, portanto, redução das taxas de aeração nos FBAS.

Palavras-chave: Tratamento de esgoto. Esgoto Doméstico. Reatores aeróbios. Aeração.

ABSTRACT

The Federal University of Lavras (UFLA) produces liquid effluents of high potential, due to the innumerable institutional activities, being the pollutants treated by the university itself in the effluent treatment plant (ETE-UFLA). Therefore, the objective was to know the uniformity of oxygen distribution of the aeration system in the unit of 6 Submerged Aerated Biological Filters (SABF) arranged in series, as well as their respective efficiency of removal of organic and nitrogenous matter. The SABF are operated at an aeration rate of about $40.5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ from a single trilobular roots type blower, under continuous (24 hours aeration) operating conditions. Therefore, the monitoring of Dissolved Oxygen (DO), as well as analysis of COD, TKN, NO_3^- , pH, and temperature variables were carried out from the SABF affluent and effluent samples, as the Standard Methods methodology during 5 campaigns. The data were statistically analyzed by the F Test and Tukey with a confidence level of 95%. The concentrations of DO in the units of 6 FBAS arranged in series were different ($p < 0,05$), with the 6th reactor being the less oxygenate in terms of receiving oxygen, with mean concentrations of $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. However, COD and TKN removal efficiencies were similar ($p < 0,05$) with mean values of $83 \pm 7\%$ and $69 \pm 11\%$, respectively, indicating that the high DO level maintained in the reactors does not increase the efficiency, therefore the aeration adopted is waste and uneconomical. As a consequence, the nitrogen removal is incomplete due to the absence of anoxic conditions, thus generating nitrate accumulation (mean concentration of $130 \pm 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) and alkalinity consumption of the system. Therefore, it is suggested to reduce the aeration rates in the FBAS.

Keywords: Sludge treatment. Domestic sludge. Aerobic reactors. Aeration.

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de águas residuárias se faz necessário no sentido de reduzir cargas orgânicas, de nutrientes e de micorganismos patogênicos na coleção hídrica, a fim de evitar prejuízos ao meio ambiente e a saúde pública. Instituições de ensino superior geram grandes quantidades de efluentes com características diferenciadas devido a mistura de esgoto doméstico proveniente de sanitários, dormitórios e restaurante universitário, com efluentes hospitalares e químicos provenientes de diferentes laboratórios de pesquisa, apresentando cargas elevadas de matéria orgânica e sólidos, baixo pH e alta condutividade, presença de substâncias tóxicas e hormônios (BERTOLINO; CARVALHO; AQUINO, 2008; TEIXEIRA, 2018). Portanto, o estudo e instalação de estações de tratamento de esgoto (ETE) nos *campi* universitários é de grande relevância.

A Universidade Federal de Lavras (UFLA) recebeu o certificado *Blue University* do movimento global *Blue Community* (Projeto Planeta Azul) do *Council of Canadians* em função da gestão das águas ambientalmente adequada (DCOM, 2016). A Estação de Tratamento de Esgotos presente na UFLA (ETE-UFLA) é constituída por: gradeamento, caixa de gordura, 6 reatores anaeróbios de manta de lodo – UASB, 6 Filtros Biológicos Aerados Submersos – FBAS, filtros de areia e desinfecção por radiação Ultravioleta e cloração. O FBAS, foco deste estudo, representa uma inovação tecnológica de grande empregabilidade, considerado uma alternativa econômica, flexível, com baixo requisito de área, utilizada em diferentes estágios de tratamento (ABOU-ELELA; FAWZY; EL-GENDY, 2015; WANG et al., 2016; ZHANG et al., 2018).

O FBAS é constituído pelo meio suporte, estrutura que fornece uma grande área superficial para desenvolvimento de alta concentração de biomassa viva, sob a forma de biofilme. Atuando também como um filtro profundo, onde os sólidos suspensos são aprisionados, descartando a necessidade de uma unidade de sedimentação que é exigida em sistemas de lodo ativados (ALBUQUERQUE et al., 2012; GONÇALVES et al., 2001; MOORE; QUARMBY; STEPHENSON, 1999). O escoamento flui permanente através do meio poroso, combinado com a vazão de ar, que é fornecida artificialmente no fundo do reator (HASAN et al., 2009; PRAMANIK et al., 2012).

O emprego de sistema aeróbio produz um efluente de alta qualidade, o que pode ser verificado por Nan et al. (2018) que alcançaram valores de eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO), amônio e nitrogênio total em torno 82%, 93% e 75% respectivamente, ao utilizar FBAS no tratamento de esgoto doméstico. Valores similares ao

encontrado por Ribeiro e Silva (2018) que verificaram valores médios de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e DQO de 91% e 85%. Ou seja, caracteriza-se por apresentar altas taxas de remoção de matéria orgânica e nitrogenada (ABOU-ELELA; HELLAL; HARB, 2016; DING; CHU; WANG, 2018; PRIYA; PHILIP, 2015)

O sucesso de FBAS na conversão biológica dos compostos orgânicos depende do fornecimento de oxigênio, assim o estudo das taxas de aeração é crucial para a operação eficiente dos FBAS, pois é necessário adequá-las com a demanda do sistema (REN et al., 2018). O déficit de OD, pode afetar negativamente a nitrificação, uma vez que inibe a atividade bacteriana e sua taxa de crescimento (BIPLOB et al., 2011), ao passo que altas concentrações de OD inibem a desnitrificação, provocando acúmulo de nitrato no efluente final, sendo recomendado como ideal, manter concentrações de OD de 2 mg.L⁻¹ nos reatores aeróbios, para sustentar o consumo de oxigênio pela demanda química de oxigênio (DQO) e nitrificação (LI; LI; QIU, 2017; ZIELINSKA et al., 2012).

Neste contexto, buscou-se conhecer a uniformidade de fornecimento de oxigênio por soprador no conjunto de 6 FBAS dispostos em série na ETE-UFLA, a fim de verificar a concentração de OD em cada reator e suas respectivas eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogenada.

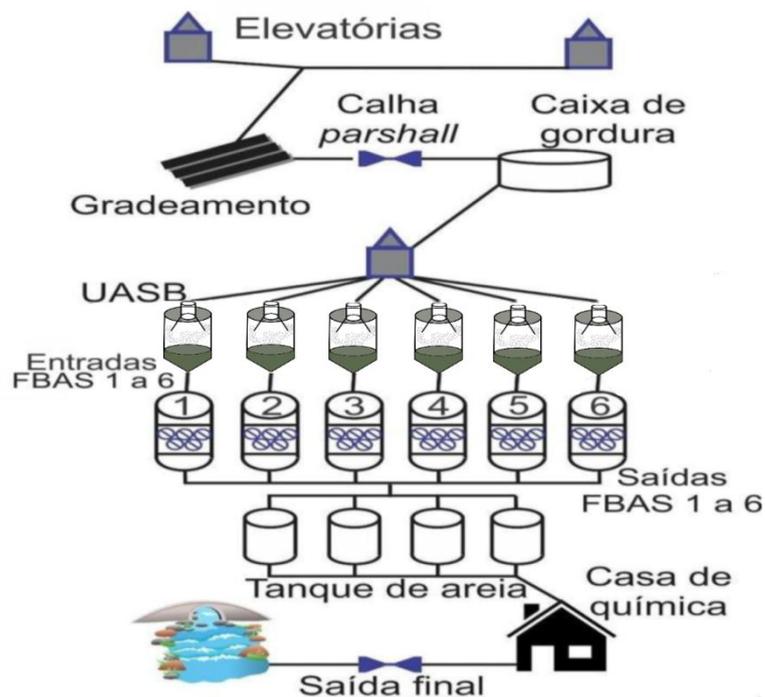
2. MATERIAL E MÉTODOS

A UFLA é uma instituição de ensino superior com alto potencial de geração de águas residuárias, tendo em vista que apresenta uma população equivalente a pequenos municípios. O Sistema Integrado de Recursos Humanos da UFLA (SIGRH, 2018) informar ter 1.325 funcionários ativos em agosto de 2018 e de acordo com a Diretoria de Comunicação da UFLA, o número de alunos matriculados de graduação é de 11.543 (DCOM, 2018). Além disso, somam-se também estudantes de pós-graduação, funcionários tercerizados e visitantes, ocorrendo uma circulação diária de aproximadamente 17 mil pessoas. Nesse sentido, a instituição tem minimizado possíveis prejuízos aos corpos hídricos, ao tratar seus efluentes com vazão média estimada em 138 m³.d⁻¹ por meio da estação de tratamento de esgoto sanitário (ETE-UFLA), em funcionamento desde 2014

O tratamento na ETE - UFLA consiste em: etapa preliminar, constituída de gradeamento grosso e fino do tipo placas perfuradas e caixa de gordura; etapa secundária, composta por 6 reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB), que tem por objetivo remover 50% da carga orgânica do esgoto bruto, os quais precedem o conjunto de 6 FBAS,

foco deste estudo, que deve garantir 90% de eficiência, configurando-se em um sistema combinado anaeróbio aeróbio; etapa terciária constituída de 4 filtros de areia para remoção de sólidos, lâmpadas de radiação UV e tanque de contato de cloro (Figura 1).

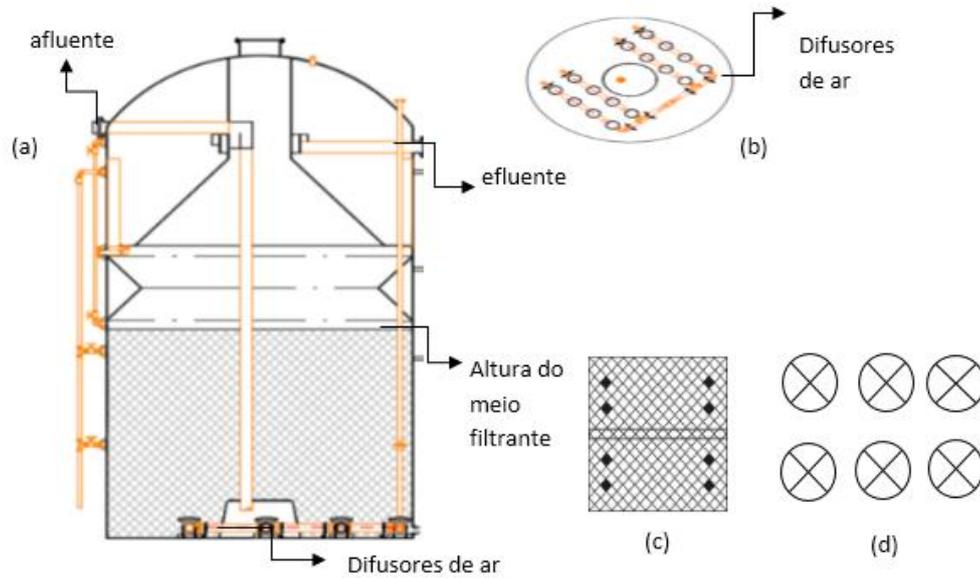
Figura 1 – Desenho esquemático da estação ETE-UFLA.



Fonte: Do autor (2019).

Os reatores FBAS buscam alcançar remoção de 30 kg.d^{-1} de DBO em cada tanque, estes foram projetados individualmente com as seguintes dimensões: 3,8 m de diâmetro, 2,8 m de altura do meio suporte e volume do meio filtrante de $31,75 \text{ m}^3$, preenchido com *pall rings* e grades de polipropileno. Todos os reatores apresentam fluxo ascendente com vazão média de $23 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ por tanque, com vazão de ar de aproximadamente $40,5 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ em sentido co-corrente distribuída por 16 difusores, instalados no fundo de cada tanque, que é alimentado por um único soprador do tipo roots trilobular, de potência de 15 cv e voltagem de 220 V. Fornecendo assim, $5.832 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de ar para os 6 reatores dispostos em série, sob condições de funcionamento de forma contínua (24h de aeração), o que acarreta aproximadamente um consumo diário de 298 kW. A Figura 2 traz o FBAS e seus respectivos componentes.

Figura 2 – FBAS e seus componentes estruturais



Legenda: (a) Corte de perfil do reator FBAS, (b) sistema de aeração, vista superior, (c) material filtrante grades de polipropileno e (d) anéis de *pall rings*.

Fonte: Adaptado do projeto ETE-UFLA.

A fim de verificar se há transferência uniforme de oxigênio entre os reatores FBAS pelo sistema de aeração, foi monitorado o nível OD mantido em cada tanque (1° ao 6°) pelo método modificação de azida sendo coletado e fixado o oxigênio no frasco de winkler, durante 5 campanhas que aconteceram de maio a julho de 2017, paralelamente realizou coletas do afluente e efluente de cada FBAS em frascos de prolipopeno para avaliar as eficiências de remoção da carga carbonácea e nitrogenada.

As amostras coletadas foram submetidas a diferentes análises físicas e químicas descritas na Tabela 1, seguindo as metodologias analíticas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012) no Laboratório de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária (DEG-UFLA).

Tabela 1 – Análises físicas e químicas realizadas no afluente e efluente de cada FB, conforme *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Variáveis	Método	Nº Procedimento
pH	eletrométrico	4500-H ⁺ B
Temperatura	Método campo e laboratório	2550 B
OD	Modificação da Azida	4500-O C
DQO bruta	Refluxo aberto e leitura titulométrico	5220 B
DQO filtrada	Refluxo aberto e leitura titulométrico	5221 B
Nitrato	Espectrofotométrico de rastreamento no ultravioleta	4500-NO ₃ -B
Nitrogênio Total Kjeldahl	Semi-Micro-Kjeldahl	4500-N _{org} C

Fonte: DO autor (2019).

Os dados das variáveis supracitadas foram submetidos à análise da variância ANOVA, utilizando o software SPSS® versão 24. O nível de confiança nos Testes F e Tukey foi de 95%, com intuito avaliar as diferenças de médias significativas entre os reatores de FBAS.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O sistema de aeração da estação ETE-UFLA com fornecimento de ar sob forma contínua apresentou concentrações médias de OD entre os reatores estudados entre 5 ± 1 a 8 ± 2 mg.L⁻¹ (Tabela 2 e Figura 3a). Os resultados demonstraram que houve diferença significativa na transferência de oxigênio ($p < 0,05$), indicando que o 6º reator (último reator do conjunto de FBAS) com valores mínimos de OD 4 mg.L⁻¹ e máximo de 6 mg.L⁻¹ é o reator com menor recebimento de oxigênio quando comparado aos reatores 1º, 2º e 5º. No entanto, não se observa ordem decrescente sequencial na diminuição de oxigênio.

Pesquisa realizada por Soliman et al., (2015), investigaram duas linhas de tratamento em uma ETE municipal, estas são compostas de 7 reatores em série de lodo ativado, ao mensurar o nível de OD verificaram diferentes concentrações: os primeiros (1 a 4) apresentaram menor nível de OD variando de 0,4 a 3 mg.L⁻¹, enquanto os demais (5 a 7) os valores foram similares acima de 4 mg.L⁻¹. Os autores acreditam que a taxa de consumo de oxigênio foi maior nos primeiros reatores e passou a diminuir pela ordem dos reatores.

A diferença entre os níveis de OD mantidos nos reatores da ETE-UFLA, não afetou o tratamento, uma vez que as eficiências médias de remoção encontradas nos 6 FBAS foram semelhantes ($p > 0,05$) para DQO bruta, DQO filtrada e NTK (Tabela 2).

Os reatores FBAS estudados apresentaram média de remoção de DQO bruta que oscilaram entre $82 \pm 12\%$ a $86 \pm 4\%$, diferindo do plano de projeto da estação ETE-UFLA que visava alcançar eficiências médias acima de 90%, valor este encontrado apenas nas eficiências máximas em grande parte dos reatores. Entretanto, ao comparar as eficiências de DQO bruta em relação a DQO filtrada, verifica-se que as médias obtidas foram 43% maiores para DQO bruta, contrapondo com a baixa eficiência da DQO filtrada com média de $36 \pm 15\%$. Isto pode ser explicado pela alta concentração da DQO bruta que apresentaram cargas orgânicas 7 vezes maiores. No entanto, o tratamento não ficou comprometido, uma vez que as concentrações médias de DQO filtrada no efluente final não ultrapassaram de 73 mg.L^{-1} (Figura 3c).

Abou-elela, Fawzy e El-gendy (2015) avaliaram o desempenho do FBAS empregado como pós-tratamento do UASB em uma estação municipal de esgoto doméstico, em que o reator foi submetido a taxas de aeração de 3 a 5 mg.L^{-1} de OD. Os Autores encontraram médias de eficiência de DQO bruta e filtrada em torno de 87% e 80% respectivamente, que representa concentrações residual de DQO de 46 mg.L^{-1} e 27 mg.L^{-1} . Enquanto que para NTK as taxas de eficiência oscilaram entre 62% a 56% quando houve o aumento da carga orgânica.

O sistema apresentou também uma boa remoção de NTK, indicando uma performance satisfatória do processo de nitrificação, que culminou na formação de níveis elevados de nitrato com médias acima de 115 mg.L^{-1} , ao ponto que a quantidade de nitrato presente no efluente final superou quase o dobro das concentrações de nitrogênio que entraram no sistema pelo afluente (Figura 3e e Tabela 2). O que pode estar relacionado ao alto nível de OD mantido em todos os reatores que apresentaram valores mínimos superiores a 4 mg.L^{-1} , tais concentrações excederam o nível de OD adotado nas típicas estações de efluentes que utilizam 2 mg.L^{-1} para conversão biológica aeróbia (SOLIMAN et al., 2015). Esta condição de altas taxas de aeração pode ter provocado o desprendimento do biofilme nitrificante, causando o acúmulo de nitrato.

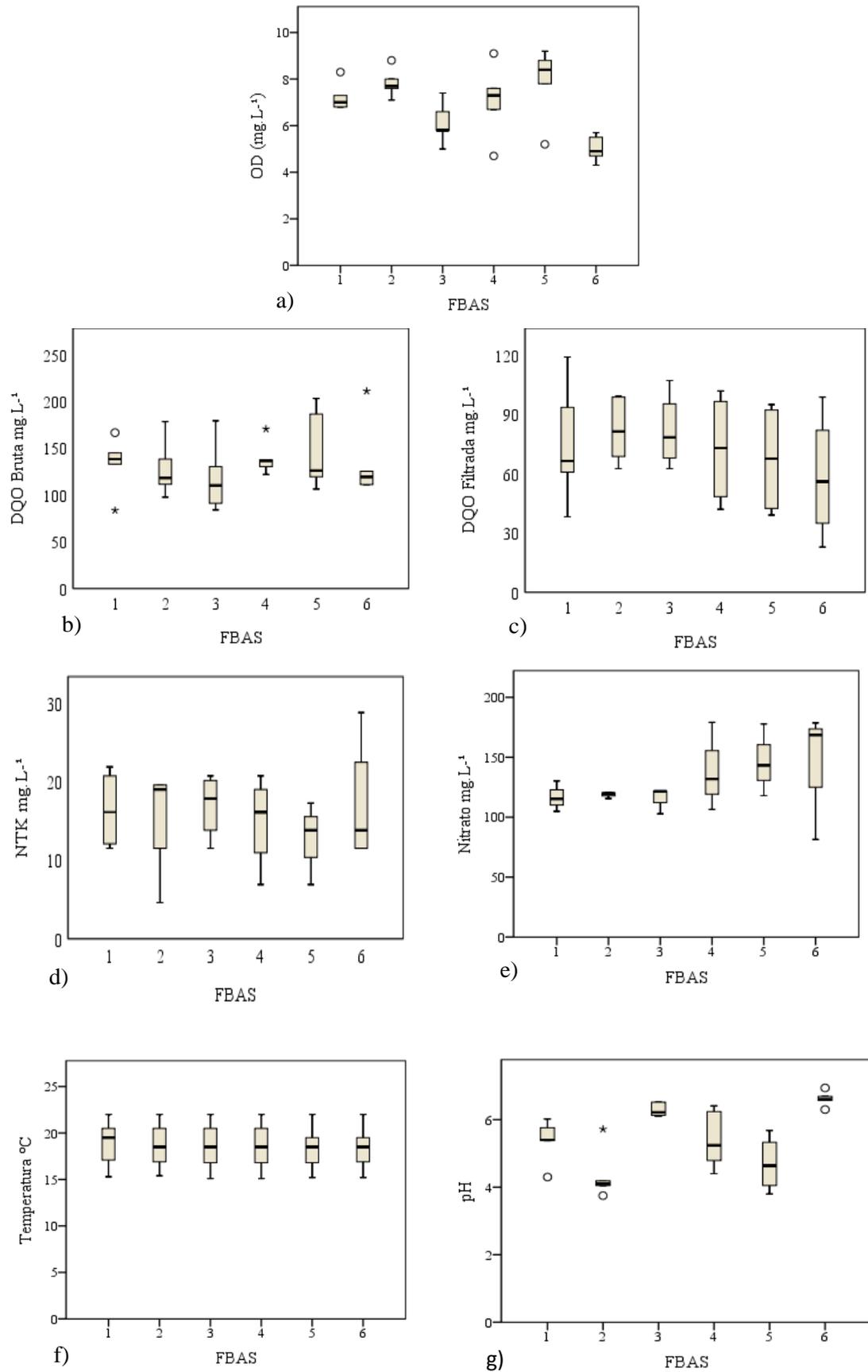
Tabela – 2 Concentrações médias das variáveis do afluente e efluente de cada FBAS e eficiências de remoção de NTK, DQO bruta e filtrada.

Local de coleta	FBAS	OD (mg.L ⁻¹)	pH	T °C	Nitrato (mg.L ⁻¹)	NTK (mg.L ⁻¹)	DQO Bruta (mg.L ⁻¹)	DQO Filtrada (mg.L ⁻¹)
Afluente	1	0	7 ± 1	19 ± 3	12 ± 6	56 ± 11	965 ± 247	115 ± 41
	2	0	7 ± 0	19 ± 3	8 ± 2	54 ± 8	757 ± 83	102 ± 21
	3	0	7 ± 0	19 ± 2	14 ± 9	52 ± 10	772 ± 21	110 ± 30
	4	0	7 ± 0	19 ± 3	12 ± 2	49 ± 13	893 ± 246	118 ± 31
	5	0	7 ± 0	18 ± 2	24 ± 14	50 ± 10	900 ± 97	116 ± 21
	6	0	7 ± 0	18 ± 3	32 ± 17	49 ± 9	860 ± 196	104 ± 31
Efluente*	1	7 ± 1 ^b	5 ± 1	19 ± 3	117 ± 13	16 ± 4	133 ± 31	75 ± 28
	2	8 ± 1 ^b	4 ± 1 ^b	19 ± 3	119 ± 3	16 ± 6	129 ± 31	82 ± 15
	3	6 ± 1	6 ± 0 ^a	19 ± 3	115 ± 11	17 ± 4	119 ± 38	79 ± 16
	4	7 ± 2	5 ± 1	19 ± 3	139 ± 37	15 ± 5	139 ± 18	81 ± 28
	5	8 ± 2 ^b	5 ± 1 ^b	18 ± 3	146 ± 30	13 ± 4	148 ± 43	75 ± 27
	6	5 ± 1 ^a	7 ± 0 ^a	18 ± 3	143 ± 54	17 ± 8	135 ± 43	62 ± 26
Eficiência	1	–	–	–	–	71 ± 5	86 ± 4	33 ± 19
	2	–	–	–	–	71 ± 16	83 ± 4	19 ± 5
	3	–	–	–	–	66 ± 13	82 ± 12	33 ± 16
	4	–	–	–	–	70 ± 9	83 ± 7	39 ± 13
	5	–	–	–	–	73 ± 10	83 ± 6	44 ± 17
	6	–	–	–	–	66 ± 11	83 ± 9	48 ± 20

*Valores médios seguidos por letras diferentes na horizontal se diferem significativamente pelo teste de média Tukey (p<0,05).

Fonte: Do autor (2019).

Figura 3 – Concentrações do efluente de cada FBAS.



Legenda: Concentração em mg. L⁻¹ OD, nitrito, DQO bruta, DQO filtrada e NTK; ph e temperatura, Fonte: Do autor (2019).

O mesmo fato foi registrado por Magri et al (2013) que observaram o acúmulo de nitrato superior as concentrações do afluente tratado em reatores FBAS, justificando que ocorreu a eliminação das camadas externas do biofilme, onde estão presentes predominantemente as bactérias heterotróficas, este fator favoreceu a difusão de maior concentração de oxigênio para o biofilme autotrófico nitrificante, presente nas camadas mais internas, aumentando assim a conversão do amônio a nitrato. Outra hipótese baseada em Pramanik et al. (2012) é o próprio desprendimento do biofilme nitrificante dos meios plástico, sendo a biomassa carreada com o efluente final em níveis de oxigênio acima de 4 mg.L^{-1} dentro do reator.

Gonçalves et al. (2001) recomendam concentrações de oxigênio mínimas de $0,5$ e máxima de $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$ como necessários para ocorrência da nitrificação e $3,5 \text{ mg.L}^{-1}$ como valor máximo para evitar o crescimento de organismos predadores dentro do sistema. Corroborando com Hasan et al. (2009), que também propuseram a manutenção de níveis máximos de OD de 4 mg.L^{-1} , ao considerar que concentrações superiores não melhoram significativamente as operações, uma vez que, as bactérias nitrificadoras apresentam maiores taxas de crescimento nas faixas de OD mantidas entre 2 mg.L^{-1} , a 3 mg.L^{-1} , (LI; LI; QIU, 2017).

Tais evidências reforçam a ideia que, operar com altas taxas de aeração não beneficia o tratamento, reatores mais oxigenados com OD próximos a saturação não obtiveram vantagens, uma vez que não houve diferença significativa ($p > 0,05$) quanto as eficiências de NTK e concentrações médias de nitrato entre os reatores do conjunto FBAS.

O bom desempenho dos FBAS no processo de remoção do amônio refletiu na alteração do pH neutro no afluente para levemente ácido no efluente, que pode ter sido ocasionado pelo consumo da alcalinidade durante o processo de nitrificação (Figura 3g e Tabela 2). Na oxidação do nitrogênio amoniacal são gasto cerca de $7,14 \text{ g}$ de alcalinidade como carbonato de cálcio (CaCO_3) para cada g de N-amoniacal oxidado e desta reação são liberados dois íons H^+ , deste modo caso não haja o tamponamento adequado dos ácidos no sistema, ocorre a diminuição do pH (ASSIS et al., 2013).

Desta forma, observou-se diferença significativa entre os FBAS quanto ao pH ($p < 0,05$). Os reatores 2º e 5º foram aqueles que atingiram as maiores taxas de eficiência de remoção de NTK com máximas de 91% e 85%, logo foram os mais afetados pelo decréscimo do pH em níveis de 4 e 5 respectivamente. Estes reatores diferiram em relação aos FBAS 3º e 6º que mantiveram o pH em torno de 6 e 7, apresentando também as menores taxas de eficiência de NTK, demonstrando uma relação entre a nitrificação e o pH dentro do sistema. Pois, segundo Pramanik et al. (2012), a taxa de nitrificação aumenta com o aumento do oxigênio em uma

relação quase linear, e o fim do consumo da alcalinidade nas águas residuárias indicam a remoção completa do amônio que afetam o pH.

Assim, para garantir o funcionamento adequado do sistema é crucial o controle do pH, temperatura e OD (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016). Segundo Le, Fettig e Meon (2018) o pH é o fator de maior efeito sobre a nitrificação, pois além de afetar as taxas de crescimento bacterianas, altera o equilíbrio ácido-base, modificando as formas nitrogenadas, implicando na disponibilidade de substratos para as bactérias *nitrossomonas* e *nitrobacter*, oxidadoras de amônio (BOA) e oxidadoras de nitrito (BON) respectivamente.

Desta forma, para garantir eficiências de nitrificação é necessário manter o pH em condições neutras ou ligeiramente alcalinas, faixa de pH menor que 6,5 produz ácido nitroso prejudicial as *nitrobacter*, enquanto que, acima de 8,5 as *nitrossomonas* são inibidas por amônia livre (SADOWSKI, 2015). Estudo conduzido por Hossini et al., (2015) apontou valor de pH de 7,5 como ponto ótimo, onde se verificou a melhor condição para remoção de amônio e nitrogênio total simultaneamente, onde foi possível alcançar eficiências de 97 % e 62% respectivamente, diminuindo os percentuais fora dessa faixa.

Já a temperatura acelera as reações biológica quando se eleva. Westerman, Bicudo e Kantardjieff (2000) avaliaram o desempenho de dois FBAS em série, submetidos a diferentes temperaturas, em médias de 27 °C as eficiências de DQO e NTK foram em torno de 75% e 84%, quando a temperatura média caiu para 10 °C, as eficiências também decresceram para 56% e 49% respectivamente. Ao comparar com os resultados obtidos neste estudo, verifica-se que encontramos eficiência de DQO ligeiramente maior em temperatura de 19-18 °C, enquanto para NTK ligeiramente menor, portanto a temperatura não afetou o processo de nitrificação. Segundo Ray, Henshaw e Biswas (2012) as bactérias nitrificantes encontram-se ativas e se reproduzem em faixas de temperaturas de 5 °C a 40 °C, apresentando as melhores taxas de nitrificação em torno de 30 °C.

4. CONCLUSÃO

As concentrações de OD no conjunto de 6 FBAS dispostos em série são diferentes ($p < 0,05$). O 6° FBAS é o reator menos oxigenado, com menor média de OD em torno de 5 ± 1 mg. L⁻¹.

A diferença na distribuição de OD não afetou o tratamento, as remoções de matéria orgânica carbonácea e compostos nitrogenados orgânico e amoniacal são semelhantes ($p > 0,05$).

O sistema promoveu nitrificação satisfatória, o que culminou no consumo da alcalinidade, alterando o pH para níveis ligeiramente ácido com diferenças de média

significativas entre FBAS ($p < 0,05$). O acúmulo de nitrato observado no efluente final, se deve as altas concentrações de OD mantidas nos reatores, que não permitiram a existência de condições anóxicas para ocorrência de desnitrificação, logo não se teve a remoção do nitrogênio.

A aeração da ETE-UFLA se caracteriza em uma aeração dispendiosa e antieconômica, por apresentar excesso de oxigênio em seus reatores aeróbios.

Portanto, recomenda-se estudos que possam encontrar taxas de aeração adequadas para os FBAS, visando potencializar o sistema com possibilidade de remoção de nutrientes e redução de custos operacionais. Deve-se também realizar o monitoramento do pH e caso necessário sua correção para condições neutras.

REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, S. I.; FAWZY, M. E.; EL-GENDY, A. S. Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. **Ecol. Eng.** v. 84, p. 53-57, 2015.
- ABOU-ELELA, S. I., HARB, A. H., & HELLAL, M. S. Assessment of seasonal variations on the performance of P-UASB/BAF for municipal wastewater treatment. **Desalination and Water Treatment Journal**, v. 57, p. 17087–17094, 2016.
- ALBUQUERQUE, A.; MAKINIA, J.; PAGILLA; K. Impact of aeration conditions on the removal of low concentrations of nitrogen in a tertiary partially aerated biological filter. **Ecol. Eng.**, v. 44, p.44–52, 2012
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), American Water Works Association, Water Environment Federation. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**. 20 th ed. Washington, 2005.
- ASSIS, T. M. et al. Inibição De Bactérias Oxidadoras de Nitrito em Reator Em Batelada Sequencial no Tratamento de Efluente de Abatedouro Avícola. IN III Simpósio Internacional Sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. **Anais...São Pedro-SP, Brasil**, 12 a 14 de março de 2013.
- BERTOLINO, S., CARVALHO, C., AQUINO, S. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em Campus universitário. **Eng. Sanit. Ambient.** v. 13, n. 3, p. 271-277, 2008.
- BIPLOB, P. et al. Monitoring and control of a partially packed biological aerated filter (BAF) reactor for improving nitrogen removal efficiency. **Journal of Water Reuse and Desalination**. v.1, n. 3, p. 160–171, 2011.
- DIRETORIA DE COMUNICAÇÃO – DCOM. **UFLA é Azul: 2ª Universidade Do Mundo com o Certificado Blue University em Reconhecimento pela Gestão das Águas**. Lavras, 16 de maio, 2016. Disponível em: <http://www.ufla.br/dcom/2016/05/page/6/>>. Acesso em: 14 de jan, 2019.
- DIRETORIA DE COMUNICAÇÃO – DCOM. **Bolsa Permanência: Estudantes da UFLA podem ser beneficiados com novas inscrições do programa**. Lavras, 19 de junho, 2018. Disponível em: <<http://www.ufla.br/dcom/2018/06/19/>>. Acesso em: 08 de jun, 2018.
- DING, P.; CHU, L.; WANG, J Advanced treatment of petrochemical wastewater by combined ozonation and biological aerated filter. **Environ Sci Pollut Res.** v. 25, p. 9673–9682, 2018.
- GONÇALVES, R. F. et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, Cap.4. p. 171-271, 2001.
- HASAN, H. A. et al. A review on the design criteria of biological aerated filter for COD, ammonia and manganese removal in drinking water treatment. **J. Instit. Eng. Malays.** v. 70, n. 4, p. 25-3, 2009.
- HOSSINI, H. et al. Simultaneous nitrification and denitrification using a polypyrrole/microbial cellulose electrode in a membrane less bio-electrochemical system. **Royal Society of Chemistry Advances.** v. 5, p. 72699-72708, 2015.

- LE, T. T. H.; FETTIG, J.; MEON, G. Kinetics and simulation of nitrification at various pH values of a polluted river in the tropics. **Ecohydrology & Hydrobiology**. In Press, Corrected Proof, Available online 10 July 2018.
- LI, L.; LI, G.; QIU. Energy consumption and economic cost of typical wastewater treatment systems in Shenzhen, China. **Journal of Cleaner Production**. v. 163, Supplement 1, p. S374-S378, 2017.
- MAGRI, M. E. et al. Otimização do processo de nitrificação com o uso de conchas de ostras como material suporte em reatores com biomassa fixa. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 123-130, junho, 2013.
- MOORE, R.E; QUARMBY, J.; STEPHENSON, T. BAF media: ideal properties and their measurement. **Inst. Chem. Eng.**, v. 77, p. 291-297, 1999.
- NAN, Y. B. et al. Effect of Step Feed on Denitrifying Phosphorus and Nitrate Removal in a Modification of the Two Sludge A2/O-BAF System. **Environmental Science**. v. 39, n. 4, p. 1704-1712, 2018.
- PRAMANIK, B. K. Biological aerated filters (BAFs) for carbon and nitrogen removal: A review. **Journal of Engineering Science and Technology**. v. 7, n. 4, p. 428-446, 2012.
- PRIYA, V. S.; PHILIP. L. Treatment of volatile organic compounds in pharmaceutical wastewater using submerged aerated biological filter. **Chemical Engineering Journal**.v. 266, p. 309-319, 2015.
- RAY, R.; HENSHAW, P.; BISWAS, N. Effects of reduced aeration in a biological aerated filter. **Canadian Journal of Civil Engineering**. v. 39, n. 4, p. 432-438, 2012.
- REN, J. et al. Effect of aeration rates on hydraulic characteristics and pollutant removal in an up-flow biological aerated filter. **paper...Environ. Sci.: Water Res. Technol.** Sept, 2018.
- RIBEIRO, J. C.; SILVA, G. H. R. Acompanhamento operacional e avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário: reator UASB seguido de filtro aerado submerso. **Eng. Sanit. Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 27-31, Feb., 2018.
- SADOWSKIM. S. **Comparison of aeration strategies for optimization of nitrogen removal in an adsorption/bio-oxidation process with an emphasis on ammonia vs. NOx control**. 2015, 203 p. Master of Science, thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg -Virginia, 2015.
- SISTEMA INTEGRADO DE GESTÃO DE RECURSOS HUMANOS – SIGRH. **Total de Servidores Ativos, Aposentados e Pensionista**. Disponível em: <https://sigrh.ufla.br/sigrh/public/abas/form_consulta_ano_quantitativos.jsf>. Acesso em: 08 de jun. 2018.
- SOLIMAN, M. et al. Evaluation and Optimizing the Operating System of Aeration Tank. Conference: International Conference on Chemical, Environmental and Biological Sciences (CEBS-2015), **Anais...Dubai**, March 18-19, 2015.
- TEIXEIRA, R. B. et al. Determinação de hormônios estrogênicos em esgoto bruto e efluente de uma estação descentralizada de tratamento por lodos ativados. **Rev. Ambient. Água[online]**. vol.13, n.2, p. 2059, 2018.

- WANG, Y. et al. Characterization of nitrous oxide and nitric oxide emissions from a full-scale biological aerated filter for secondary nitrification. **Chemical Engineering Journal**, v. 299, p. 304-313, 2016.
- WESTERMAN, P. W.; BICUDO, J. R.; KANTARDJIEFF, A. Upflow biological aerated filters for the treatment of flushed swine manure. **Bioresource Technol.** v 74, n. 2000, p. 181-190, 2000.
- ZHANG, Q. et al. Impact of dissolved oxygen on the microbial community structure of an intermittent biological aerated filter (IBAF) and the removal efficiency of gasification wastewater. **Bioresource Technology**, v. 255, 2018.
- ZIELINSKA, M et al. Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations. *Journal of Environmental Sciences (China)*, v. 24, n. 6, p. 990-998, 2012.
- ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 29-42, Mar. 2016.

CAPÍTULO 3: REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGENADA EM FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO SUBMETIDO À AERAÇÃO CONTÍNUA E INTERMITENTE.

CHAPTER 3: REMOVAL OF ORGANIC MATTER AND NITROGENATED IN SUBMERGED AERATED BIOLOGICAL FILTER SUBMITTED TO CONTINUOUS AND INTERMITTENT AERATION

RESUMO

A remoção de poluentes nos sistemas aeróbios é garantida pela aeração artificial, que implica em alto custo energético, no entanto é possível potencializar as estações convencionais de esgoto através da aeração intermitente, a qual pode ainda promover a nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS). Nesse contexto, objetivou-se identificar o menor tempo de aeração em FBAS em escala real que garanta a remoção eficiente da matéria orgânica e nitrogênio, possibilitando também a redução dos custos operacionais energéticos. O FBAS estudado é de escoamento ascendente com meio suporte preenchido com *pall rings* e grades de polipropileno que recebe individualmente vazão de ar de $40,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, proveniente de um único soprador do tipo *roots trilobular*, sob condições de funcionamento contínuo, acarretando aproximadamente um consumo diário de 298 kW. Para tanto, testou-se 4 tempos de aeração: contínua de 24h (AC) e intermitente (AI) de 12h, 6h e ciclo 2:4h, o qual foi verificado o desempenho do FBAS, a partir da análise das variáveis de OD, DQO, NTK, N-NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- e pH do afluente e efluente produzido, seguindo a metodologia do *Standard Methods*. Os dados foram tratados por meio de testes estatísticos F e Tukey para nível de confiança de 95%. Os dados demonstraram bons resultados para remoção de DQO, N-NH_4^+ e eficiência de nitrificação tanto para AC quanto para AI com médias acima de 81%, 65% e 60%, respectivamente, que diferiram significativamente ($p < 0,05$) apenas em relação ao tempo AI (6h), que correspondeu de forma ineficiente na remoção de nitrogênio. Enquanto o AI (12h) destaca-se como o tempo mais apropriado para otimizar o tratamento no FBAS, uma vez que apresentou elevada remoção de DQO em torno de $92 \pm 2 \%$, e remoção do nitrogênio total em $37 \pm 9 \%$ em decorrência da NDS, bem como economia energética de 50%.

Palavras-chave: Tempo de aeração. Oxigênio dissolvido. Nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS). Otimização.

ABSTRACT

The removal of pollutants in aerobic systems is supported by artificial aeration, which implies a high energy cost, however it is possible to potentiate conventional treatment plants through intermittent aeration, which can promote further simultaneous nitrification and denitrification (SND). In this context, the objective was to identify the shortest aeration time in SABF in real scale that ensure the efficient removal of organic matter and nitrogen, also allowing the reduction of the energy operational costs. The SABF studied is of upward flow with support medium filled with pall rings and polypropylene grids that receive individually air flow of $40.5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, from a single trilobular roots type blower, under continuous operating conditions, resulting in approximately a daily consumption of 298 kW. For this purpose, we tested 4 aeration times: 24h continuous (CA) and intermittent (IA) 12h, 6h and cycle 2:4h, which verified the performance of the SABF, from the analysis of DO, COD, TKN, N-NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- and pH of the affluent and effluent produced, as the methodology of Standard Methods. The data were treated by means of F and Tukey statistical tests for a 95% confidence level. The data showed good results for removal of COD, N-NH_4^+ and nitrification efficiency for both CA and IA with averages above 81%, 65% and 60%, respectively, which differed significantly ($p < 0,05$) only of AI (6h), it corresponded inefficiently in relation to nitrogen removal. Whereas AI (12h) stands out as the most appropriate time to optimize FBAS treatment, since it presented high COD removal around $92 \pm 2\%$, and removal of the total nitrogen in $37 \pm 9\%$ as a result of the SND, as well as energy savings of 50%.

Keywords: Time of aeration. Dissolved oxygen. Simultaneous nitrification and denitrification (SND). Optimization.

1. INTRODUÇÃO

A alta eficiência de remoção de poluentes nos sistemas aeróbios é garantida pela aeração artificial realizada pela introdução de oxigênio no meio líquido com uso de equipamentos como: aeradores superficiais mecânicos, aeradores de cascata, aeradores de pressão ou aeradores de bolhas submersos que inclui sopradores, tubulações de ar e difusores que se diferenciam em porosos (bolhas de ar finas e médias) ou não porosos (bolhas grossas) (DOAN; LOHI; 2009; VON SPERLING, 2012). O objetivo é fornecer oxigênio suficiente para as atividades metabólicas dos organismos heterotróficos, como também promover agitação da mistura líquida, evitando assim, a sedimentação de sólidos e mantendo um íntimo contato entre a biomassa e o efluente com alta concentração de matéria orgânica (ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - EPA, 1999).

Entretanto, a aeração empregada nos sistemas aeróbios ocorre a custos energéticos, que podem representar 50% a 90% do consumo total de energia nas estações convencionais de tratamento de esgotos (ROSSO; STENSTROM; LARSON, 2008; KANDASAMY; DANANJEYAN; KRISHNAMURTHY, 2013), com gastos de 0,3 a 2,1 kW h⁻¹ m⁻³ (PANEPINTO et al., 2016) a 0,12 a 0,38 kW h⁻¹.t⁻¹ por esgoto tratado (LI; LI; QUI, 2017). Segundo Soliman et al. (2015) altas taxas de aeração devem ser evitadas, pois mantêm níveis elevados de oxigênio dissolvido (OD) no meio líquido, logo haverá menor transferência de oxigênio do ar para água, consistindo em uma aeração ineficiente com maior consumo de energia. Enquanto que baixas concentrações de OD limitam a taxa de crescimento celular dos microrganismos responsáveis pelo tratamento do efluente (HASAN et al., 2009).

De forma geral, há um consenso em ajustar o nível de OD em 2 mg.L⁻¹ nos reatores aeróbios para sustentar o consumo de oxigênio pela demanda química de oxigênio (DQO) e nitrificação, podendo ser reduzido em até 0,5 mg.L⁻¹ para obter a desnitrificação (LI; LI; QIU, 2017; ZIELINSKA, et al., 2012). Dentre as estratégias de controle de oxigênio, umas das formas de otimizar as estações de tratamento de esgoto convencionais é fazer o uso da aeração intermitente que consiste em alternar o regime do sistema em fase aerada e não aerada, com o intuito de criar condições aeróbias e anóxica nos reatores (NOURMOHAMMADI et al., 2013, UGGETTI et al., 2016). Este método pode ser efetuado pelo controle do tempo de aeração (períodos com o aerador ligado e desligado) favorecendo a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) em um único reator, ou pelo espaço, alternando condições de aeração e não-aeração em diferentes reatores em série (SUN et al., 2017, WHANG; WENG, 2017).

Segundo Biplob et al (2011) sistemas que controlam o tempo de operação do aerador em ligado-desligado têm se apresentado como os mais eficientes na redução dos custos de aeração, uma vez que encurta os períodos de funcionamento do sistema, reduzindo em 33% a 45% os gastos com energia em relação ao tratamento convencional (DOTRO et al., 2011). Além disso, com a aeração intermitente é possível remover nitrogênio com eficiência de 79% (UGGETTI et al. 2016), reduzir taxa de produção de lodo e teor de substrato orgânico para organismos desnitrificação heterotrófica e ainda garantir o balanço do pH (GU; LI; LI, 2018; GUADIE et al, 2014).

Na Estação de Tratamento de Efluente da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), um conjunto de 6 FBAS são operados com aeração contínua, o que produz altas concentrações de OD, prejuízo na desnitrificação e maiores gastos energéticos. Assim, visando aliar eficiência e economia, objetivou-se identificar o menor tempo de aeração que garanta a remoção eficiente da matéria orgânica e nitrogênio, possibilitando também a redução dos custos operacionais energéticos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização do sistema

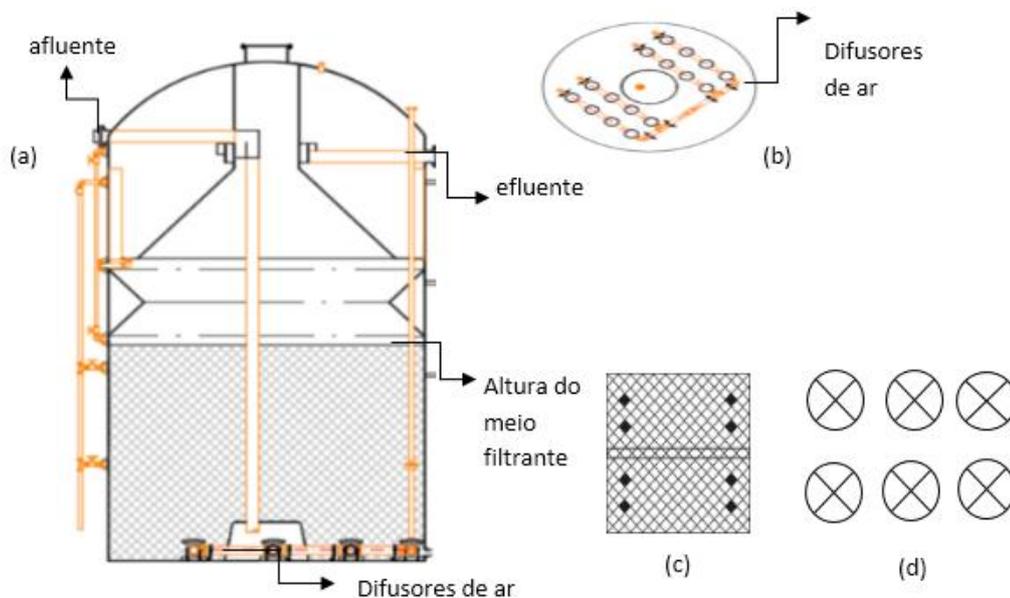
O estudo foi conduzido na estação (ETE-UFLA) constituída por: gradeamento, caixa de gordura, 6 reatores anaeróbios de manta de lodo – UASB, 6 Filtros Biológicos Aerados Submersos – FBAS, filtros de areia e desinfecção por radiação ultravioleta e cloração. Esta estação possui um índice populacional de aproximadamente 17 mil pessoas, o Sistema Integrado de Recursos Humanos da UFLA (SIGRH, 2018) apresenta 1.325 funcionários ativos em agosto de 2018 e de acordo com a Diretoria de Comunicação da UFLA, o número de alunos matriculados é de 11.543 (DCOM, 2018). Além disso, acrescenta-se também estudantes de pós-graduação, funcionários tercerizados e visitantes. Os quais contribuem para uma vazão média diária de $138 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de efluentes com característica bastante heterogênea, pois apesar de ser um esgoto predominante doméstico, há resíduos oriundos de atividade laboratoriais, hospitalares e de criação de animais.

O tratamento consiste em um sistema combinado anaeróbio-aeróbio, onde cada tanque de FBAS (Figura 1) é precedido de um reator UASB, que tem por objetivo remover 50% da carga orgânica do esgoto bruto, enquanto os FBAS devem garantir 90% de eficiência, visando remover 30 kg d^{-1} de DBO em cada tanque. Desta forma, os reatores foram projetados individualmente com as seguintes dimensões: 3,8 m de diâmetro, 2,8 m de altura do meio

suporte e volume do meio filtrante de 31,75 m³, preenchidos com *pall rings* e grades de polipropileno.

O conjunto de FBAS foi projetado com escoamento ascendente com vazão em média 23 m³ d⁻¹ por reator. A alimentação de ar é realizada por 16 difusores, instalados no fundo de cada tanque, recebendo uma vazão de ar de aproximadamente 40,5 m³ h⁻¹ que é fornecida por um único soprador do tipo *roots trilobular*, de potência de 15 cv e voltagem de 220 V. Fornecendo assim 5.832 m³ d⁻¹ de ar para os 6 reatores dispostos em série, sob condições de funcionamento de forma contínua, o que acarreta em consumo diário de aproximadamente 298 kW.

Figura 1 – FBAS e seus componentes estruturais



Legenda: (a) Corte de perfil do reator FBAS, (b) sistema de aeração, vista superior, (c) material filtrante grades de polipropileno e (d) anéis de *pall rings*.

Fonte: Adaptado do projeto ETE-UFLA.

2.2 Tratamentos e análises

Foram realizados 4 tratamentos variando o tempo de aeração no FBAS, sendo estes: aeração contínua (AC), oxigenação de 24h, operação atual na estação ETE-UFLA e aeração intermitente (AI), período alternado com aeração (a) e sem aeração (s), conforme a Tabela 1. Nesse modelo de aeração foram testados 3 tempos diferentes com fornecimento de ar a cada 12h, 6h e 2h.

Tabela 1 – Tratamentos para os ensaios de aeração contínua e intermitentes.

Tipo de Aeração	Tempo de Aeração estudado	Duração total de cada experimento
AC	24h (a)	7h às 16h
AI (12h)	12h (a) e 12h (s)	7h às 19h
AI (6h)	6h (a) e 18h (s)	7h às 18h
AI (2h)	2h (a) e 4h (s)	7h às 18h

AC: aeração contínua; AI: aeração intermitente; (a) período de aeração e (s) sem aeração.

Fonte: Do autor (2019).

Os testes para cada tipo de aeração foram realizados em triplicada, ou seja, houve 3 experimentos, que foi equivalente a 3 dias de campanha, que ocorreram no período de outubro a dezembro de 2017. Todos os procedimentos foram conduzidos apenas no 6° FBAS, reator que apresentou a menor taxa de OD, em relação aos demais reatores do conjunto de FBAS, conforme discutido no Capítulo 2. Avaliou-se o OD efluente pelo método de modificação de Azida técnica de *Winckler* titulométrico (APHA; AWWA; WEF, 2005) em intervalos de 30 minutos, possibilitando uma análise da depleção de OD ao longo do tempo. Simultaneamente, foram ainda realizadas coletas do afluente e efluente do FBAS em frascos de prolipopeno a cada duas horas, a fim de obter uma amostra composta no tempo, para análise das variáveis constantes na Tabela 2, conforme metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2005). As análises foram realizadas no Laboratório de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e sanitária (DEG-UFLA).

Tabela 2 – Análises realizadas no afluente e efluente do 6° FBAS da ETE-UFLA para cada tempo de aeração.

Variáveis	Método	Nº Procedimento ¹
pH	eletrométrico	4500 B
OD	Modificação de azida	4500-O C
DQO bruta	Refluxo aberto e leitura titulométrico	5220 B
DQO filtrada	Refluxo aberto e leitura titulométrico	5221 B
Nitrito	Colorimétrico	4500-NO ₂ – B
Nitrato	Espectrofotométrico de rastreamento no ultravioleta	4500-NO ₃ – B
Nitrogênio Amoniacal	Titulométrico	4500-NH ₃ C
Nitrogênio Total Kjeldahl	Semi- Micro-Kjeldahl	4500-N _{org} C

¹Número correspondente ao procedimento listado no *Standard Methods*.

Fonte: Do autor (2019).

Os valores de eficiência nitrificação, remoção de nitrogênio total e desnitrificação foram obtidos a partir das concentrações encontradas de nitrogênio total Kjeldahl, nitrito e nitrato analisados.

Os dados foram submetidos à análise de variância ANOVA, utilizando o SPSS® versão 24 e ao teste F e de Tukey para nível de significância de 95%, com intuito de encontrar diferenças entre as condições de aeração.

2.3 Consumo Energético

Os valores de consumo de energia para cada tipo de aeração foram obtidos a partir dos dados do soprador e dados do tratamento de efluentes deste estudo (VON SPERLING, 2014).

$$\text{Potência Consumida kW.h}^{-1} = \frac{\sqrt{3} * v * i * \cos\varphi}{1000} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

v = Tensão elétrica (V)

i = intensidade da corrente elétrica (A)

$\cos\varphi$ = Fator de potência

Índice de Desempenho de Consumo, de acordo com Longo et al., (2016)

$$\text{IDC}_{\text{vazão}} = \frac{\text{energia consumida}}{\text{volume de água tratada}} \text{ kW d (m}^3 \text{ d}^{-1}) \quad \text{Equação (2)}$$

$$\text{IDC}_{\text{DQO}} = \frac{\text{energia consumida}}{\text{DQO}_{\text{removida}}} \text{ kW d}^{-1}(\text{kg DQO}_{\text{removida}}) \quad \text{Equação (3)}$$

$$\text{IDC}_{\text{NT}} = \frac{\text{energia consumida}}{\text{NT}_{\text{removida}}} \text{ kW d}^{-1}(\text{kg NT}_{\text{removida}}) \quad \text{Equação (4)}$$

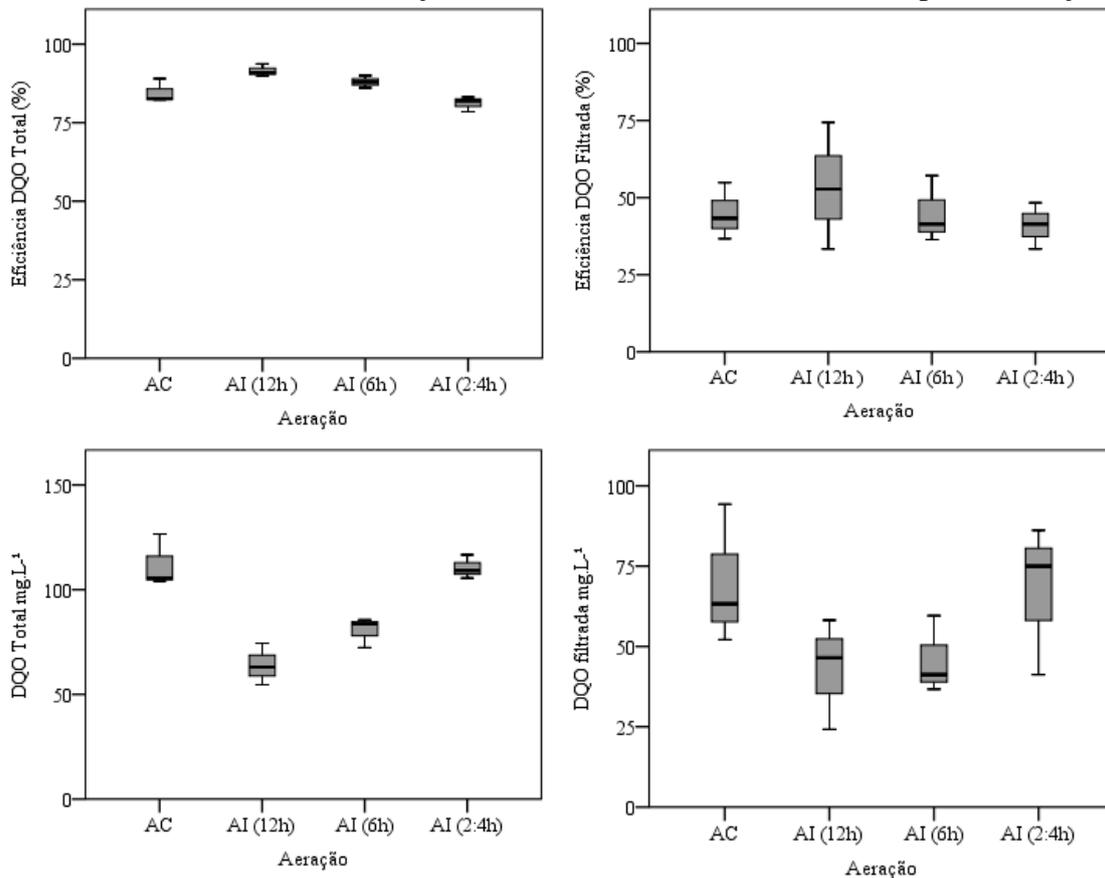
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Remoção da Matéria Orgânica Carbonácea

O FBAS sob aeração contínua e intermitente apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica, exibindo médias de eficiência de remoção de DQO total entre os tratamentos de $81\% \pm 3$ a $92\% \pm 2$, com diferença de média significativa ($p=0,006$) entre os tratamentos AI (2:4h) e AI (12h). Tais aerações representam a menor e a maior eficiência alcançada na remoção de DQO total do sistema, que variou com mínima de 78% e máxima de 94% respectivamente, apresentando baixa amplitude (Figura 2). Este comportamento refletiu da mesma maneira para DQO filtrada, com eficiência mínima de 33% para AI (2:4h) e máxima

de 74% para AI (12h), enquanto as médias de remoção oscilaram entre $41\% \pm 8$ a $53\%, \pm 9$ nos tipos de aeração, porém sem diferença significativa ($p > 0,05$).

Figura 2 – Eficiências de remoção de DQO total e filtrada e concentração final no efluente nos diferentes tempos de aeração.



Fonte: Do autor (2019).

Correa et al. (2016) estudaram o desempenho do reator de leito estruturado com preenchimento de espuma de poliuretano sob aeração intermitente em ciclo de AI (4:2h), 4h horas aeróbio e 2h anaeróbio. O sistema alcançou eficiência global de DQO total de 88% e filtrada de 79%, ao analisarem as diferentes fases do ciclo, período com e sem aeração separadamente, verificaram que ambas as fases apresentaram valores similares de eficiência de remoção de DQO total sem diferença significativa ($p > 0,05$), correspondendo a 92% para aeróbio e 90% anaeróbio.

Em Outro estudo de reator de leito estruturado, testou-se diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH) 12h, 10h e 8h com aeração intermitente de (2:1h). Este alcançou altas eficiências de remoção de DQO com médias acima de 85%, no entanto, utilizando o TDH de 12h, houve melhor desempenho do sistema, por dar instabilidade, mantendo eficiência média de 89% (MOURA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2012). Segundo os autores, os períodos de

aeração e não aeração aplicados foram suficientes para promover a remoção de DQO, indicando que tanto a aeração intermitente quanto a aeração contínua remove DQO de forma eficiente.

Os trabalhos supracitados operaram com ciclos curto de aeração, porém em ambos, o tempo aeróbio utilizado foi sempre superior ou proporcional ao tempo anóxico, diferentemente do estudo realizado por Wosiack et. al (2015). Os autores testaram diferentes tempos de aeração em ciclo a cada 3 horas, obtendo menor eficiência de remoção de DQO em aeração de apenas 30 minutos contra 150 minutos anóxico, enquanto que as maiores taxas de remoção de DQO foram obtidas nos testes de aeração mais longos, uma vez que houve o aumento da atividade de bactérias heterotróficas durante os períodos de aeração.

Situação semelhante pode ser observado no presente trabalho, em que o FBAS apresentou maior eficiência de DQO quando submetido a aeração intermitente, de maior tempo de aeração AI (12h), a qual o período aeróbio foi proporcional em relação ao período anóxico, ao contrário AI (2:4h) em que o tempo anóxico foi superior (Tabela 3). Tais tempos de aeração apresentaram diferença de eficiência de 10%, gerando no efluente final concentração média de $64 \pm 10 \text{ mg.L}^{-1}$ e $110 \pm 6 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente com diferença significativa ($p < 0,05$). No entanto, ambos os valores estão abaixo do recomendado para lançamento de efluente seguindo a Deliberação Normativa nº 01 da COPAM do estado de Minas Gerais, que estabelece concentração máxima de 180 mg. L^{-1} (MINAS GERAIS, 2008).

Estes resultados corroboram o estudo realizado por Singh et al., (2018) que obtiveram alta eficiência de remoção de DQO ao aplicarem aeração intermitente em lodo ativado com biofilme (*integrated fixed-film activated sludge* - IFAS). Testaram-se 03 diferentes ciclos de aeração 2,5:0,5h; 2:1h e 1,5:1h, em que os tempos aeróbios se apresentaram superiores ao período anóxico, alcançando assim eficiências médias acima de 96% sem diferença significativa ($p > 0,05$).

Segundo Jenzura (2017), reatores com NDS costumam apresentar elevada eficiência de remoção de DQO pelo fato de ser removida tanto na etapa aeróbia quanto anóxica. Na presença de OD, a matéria carbonácea será consumida e assimilada rapidamente e havendo grande disponibilidade haverá o crescimento excessivo de bactérias heterotróficas aeróbias removendo a DQO presente. Enquanto na etapa anóxica, bactérias heterotróficas desnitrificantes também agem, porém, utilizando o nitrato comoceptor final de elétrons e a DQO como fonte de carbono. De acordo com Moura et al (2012) tem-se um consenso que sistemas operados sob aeração intermitente promove a remoção de DQO tão eficiente quanto sistema em aeração contínua.

Tabela 3 – Concentrações médias e eficiências de DQO bruta e filtrada.

Tempo de Aeração	DQO Bruta mg.L ⁻¹		DQO Filtrada mg.L ⁻¹		Eficiências (%)*	
	Afluentes	Efluentes	Afluentes	Efluentes	DQO Bruta	DQO Filtrada
AC	757 ± 179	112 ± 13	125 ± 20	70 ± 22	85 ± 4	45 ± 9
AI (12h)	767 ± 94	64 ± 10	93 ± 6	43 ± 17	92 ± 2 ^a	53 ± 21
AI (6h)	678 ± 68	81 ± 7	83 ± 12	46 ± 12	88 ± 2	45 ± 11
AI (2:4h)	591 ± 44	110 ± 6	116 ± 48	67 ± 23	81 ± 2 ^b	41 ± 8

*Valores com letras sobrescritas diferentes na horizontal se diferem significativamente pelo teste de média Tukey (p <0,05).

Fonte: Do autor (2019).

3.2 Remoção de nitrogênio

O FBAS operado sob aeração contínua apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica, composto orgânicos nitrogenados e amoniacais, porém foi insipiente quanto aos produtos da nitrificação, ou seja, nitrito e nitrato. A transformação do sistema em aeração intermitente apresentou resultados significativos e/ou similares quando comparado ao modo operante do soprador em regime de 24h. O que pode ser verificado nas taxas de eficiência média da remoção do amônio nos tempos AC, AI(12h) e AI (2:4), bem como nas taxas de eficiências de nitrificação, em ambas reações não houve diferença significativa entre os tempos citados (Figura 3).

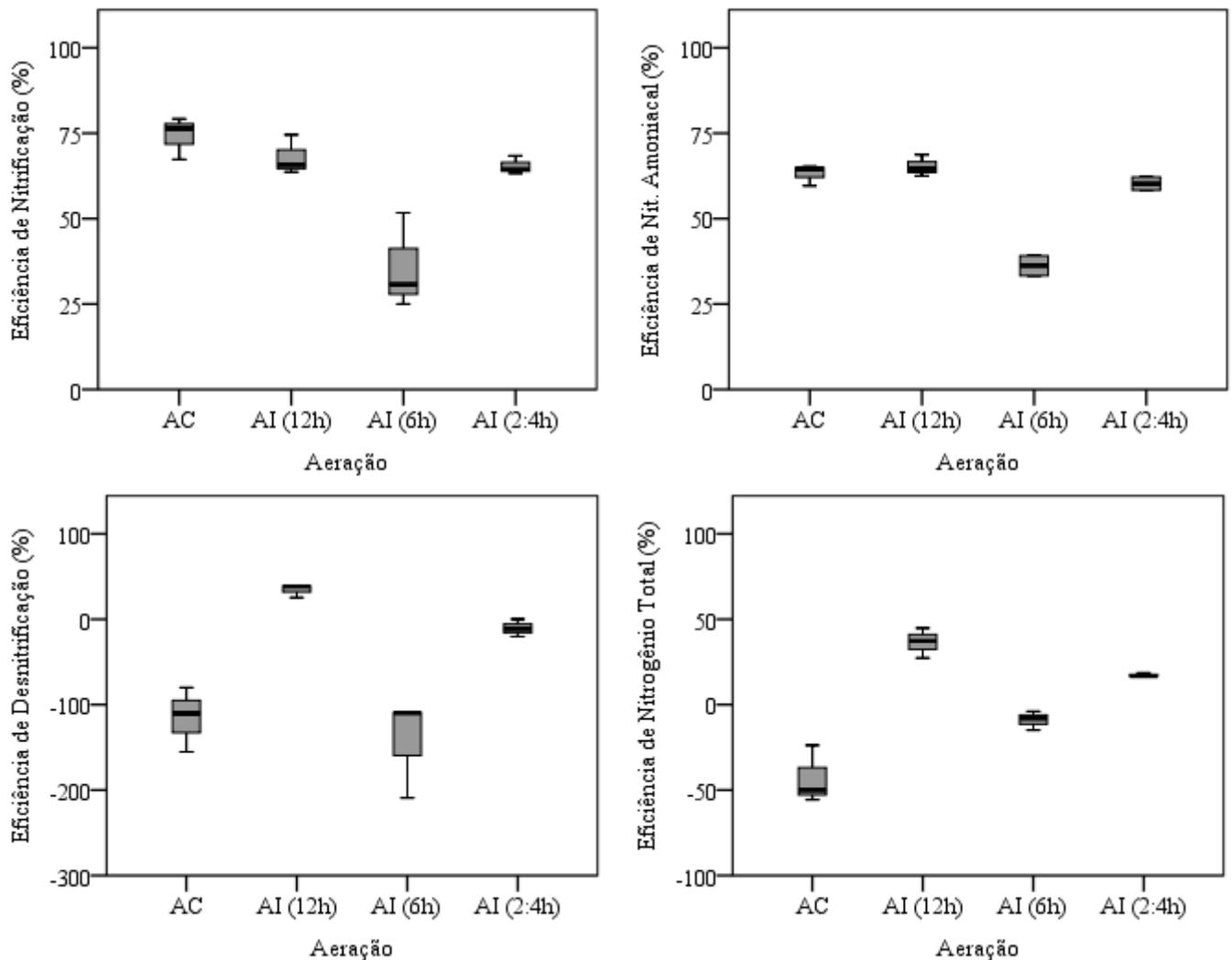
Em contraste, o tempo de aeração AI (6h) não foi benéfico ao desempenho do FBAS com relação a remoção das cargas nitrogenadas. O sistema teve redução da eficiência média de oxidação do amônio em $36 \pm 4 \%$, o que refletiu também em baixa eficiência de nitrificação em $36 \pm 14 \%$, apresentando diferença significativa em relação aos demais tipos de aeração testadas (p <0,05). Tal efeito pode ser decorrido de um curto período aeróbio em comparação ao longo período anóxico de 18h, o qual, provavelmente, não foi suficiente para fornecer um nível de OD ideal para a completa oxidação do amônio. Ainda que ao final da fase aerada a concentração de OD encontrava-se próximo a saturação, em torno de 8 mg.L^{-1} , houve um decréscimo ao longo do tempo, atingindo níveis médios de OD abaixo de $1 \pm 0 \text{ mg.L}^{-1}$ após 13h sem oxigenação, restando ao final do teste apenas $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$, o que pode ter afetado as reações de oxidação do amônio e nitrito de ocorrer continuamente (Figura 4).

Desta forma, é necessário ajustar o nível de OD mantido no sistema, uma vez que este parâmetro afeta as diferentes fases da aeração intermitente. Longos períodos aeróbios podem acarretar em excesso de OD e consumo de energia desnecessário, bem como prejudicar a duração da fase anóxica subsequente. Afetando a redução de nitrito e nitrato devido à lenta diminuição das concentrações de OD, reduzindo também os substrato carbônicos necessários

a desnitrificação que são oxidados mesmo sob condições anóxicas. Por outro lado, curtos períodos aeróbios dificultam a completa oxidação do amônio, resultando em acréscimo desta forma nitrogenada no efluente (BIPLD et al 2011; SUN et al., 2017). Além disso, bactérias nitrificantes possuem taxa de crescimento lento em relação as heterotróficas e podem competir desfavoravelmente ao consumir amônia através do processo de assimilação, exigindo maior tempo de permanência nos reatores (FERREIRA, 2000; PRAMANIK et al., 2012).

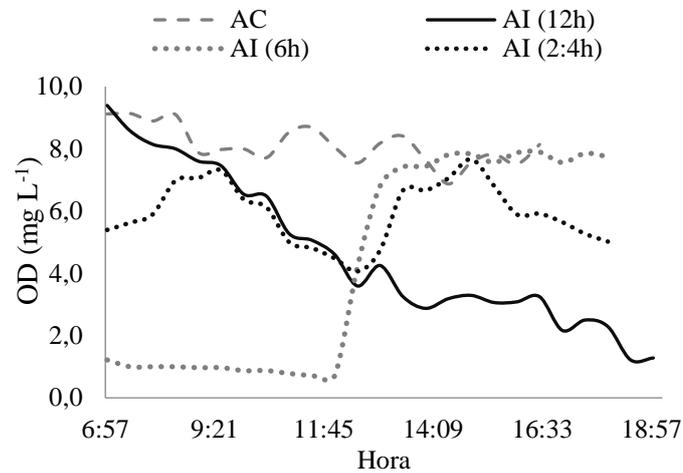
Outro fator interveniente no processo é a sensibilidade de tais bactérias a mudanças ambientais, além de ter sua atividade metabólica reduzida ou inibida em baixos níveis de oxigênio (CORREA et al., 2018). Contrariamente, segundo Ren et al., (2018) altas taxas de aeração pode contribuir para uma baixa eficiência de remoção de amônio, devido a menor densidade microrganismos nitrificantes, que foram escoados junto ao lodo em sistemas de FBAS.

Figura 3 – Efeito da remoção do nitrogênio sob diferentes tempos de aeração.



Fonte: Do autor (2019).

Figura 4 – Concentrações do OD nos diferentes tratamentos.



Fonte: Do autor (2019).

No ciclo de aeração AI (2:4h) apesar de apresentar um curto período aeróbico, as concentrações de OD se mantiveram altas tanto no período óxido e anóxico com médias de 7 ± 1 e 6 ± 1 mg.L⁻¹ respectivamente. Embora tenha se observado neste tratamento boa eficiência de nitrificação, a desnitrificação não ocorreu de forma simultânea dentro do reator, uma vez que a eficiência foi negativa, resultante das altas taxas de aeração no período aeróbico que não favoreceu a criação de condições anóxicas na fase não oxigenada, no entanto houve uma remoção média de NT de 17 ± 1 %. Em contraposição, o longo período anóxico no tratamento AI (6h) prejudicou tanto a ocorrência da nitrificação quanto da desnitrificação no FBAS, produzindo no efluente final concentrações médias de amônio de 48 ± 20 mg.L⁻¹.

No tratamento AC observou-se remoção apenas de amônia, devido a ausência de condições anóxicas para ocorrência da desnitrificação e remoção do NT, gerando elevado acúmulo de nitrato com concentração média de 84 ± 19 e NT 110 ± 17 , ambos os valores foram superiores as cargas nitrogenadas totais do afluente, e além disso diferiram significativamente em relação ao tratamento AI (12h), ($p < 0,05$) conforme Tabela 4.

Tabela 4 – Concentrações médias nitrogenadas.

Variáveis	Concentração média Afluente (m.L ⁻¹)*				Concentração Média Efluente (mg.L ⁻¹)*			
	AC	AI (12)	AI (6h)	AI (2:4h)	AC	AI (12)	AI (6h)	AI (2:4h)
Nitrogênio Amoniacal	56 ± 4	70 ± 12	74 ± 27	88 ± 2	21 ± 3 ^b	24 ± 5	48 ± 20 ^a	35 ± 2
Nitrato	8 ± 5	11 ± 2	23 ± 5,1	8 ± 9	84 ± 19 ^b	23 ± 5 ^a	52 ± 12	54 ± 12
Nitrito	8 ± 1	4 ± 4	3 ± 0	10 ± 6	11 ± 1	10 ± 4	10 ± 7	12 ± 7
Nitrogênio Total	77 ± 3 ^a	91 ± 8	103 ± 16	118 ± 32 ^b	110 ± 17 ^a	58 ± 7 ^b	112 ± 12 ^a	97 ± 25 ^b
pH	7 ± 0	7 ± 0	7 ± 0	7 ± 0	7 ± 0	7 ± 0	7 ± 0	7 ± 0
Relação C:N	13 ± 4	11 ± 3	9 ± 2	7 ± 1	–	–	–	–
Vazão m ³ d ⁻¹	136	150	145	122	–	–	–	–

*Valores com letras sobrescritas diferentes na horizontal se diferem significativamente pelo teste de média Tukey (p <0,05).

Fonte: Do autor (2019)

Os altos níveis de nitrato e NT presentes no efluente gerado pela AC podem ser justificados pela alta taxa de aeração, o que causou desprendimento do biofilme nitrificante escoado do sistema, uma vez que neste tratamento as concentrações de OD foram mantidas acima de 7 mg.L^{-1} , atingindo valores de até 9 mg.L^{-1} . Segundo Ren et al., (2018) taxas de aeração elevadas aumentam a força de cisalhamento causando cada vez mais rupturas da biomassa ligada a superfície do meio suporte, sendo estas carregadas com o efluente nos FBAS. Essas observações corroborando com Magri et al, (2013) que encontraram concentrações de nitrato no efluente final superiores ao afluente, atribuindo a este mesmo efeito.

De acordo com Pramanik et al. (2012) níveis de oxigênio acima de 4 mg.L^{-1} dentro do reator pode acarretar desprendimento do biomassa nitrificante dos meios plástico. Liu et al., (2008) demonstraram em seus estudos realizados no FBAS, que o aumento da concentração de OD de 4 mg.L^{-1} para 6 mg.L^{-1} não apresentou melhora significativa quanto as eficiências médias de remoção do amônio, a qual alterou apenas de 84% para 88%. Os resultados apontaram que o nível de OD de 4 mg.L^{-1} foi o valor ótimo para alcançar bons desempenhos permitindo remoção de NT de 42%. Relatam ainda que o aumento contínuo da concentração de OD resulta em alto consumo de energia, sendo ineficaz para melhoria da eficiência de remoção de amônio, enquanto as concentrações de OD no FBAS ainda satisfizerem as necessidades da nitrificação.

Na aeração intermitente de (12h) trabalhou-se com tempos iguais de aeração e não aeração. A fase oxigenada operou no período noturno e encerrou com $9,4 \text{ mg.L}^{-1}$ de OD dentro do reator, que ao longo do dia foi consumido, restando ao final do ciclo $1,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Este tratamento apresentou dados positivos, tanto para nitrificação quanto para desnitrificação, indicando que houve um processo de NDS. Observou-se eficiências médias de $35 \pm 8\%$ e $37 \pm 9\%$ para desnitrificação e remoção de NT respectivamente, os quais diferiram significativamente na confiança de 95% dos tratamentos AC e AI (6h). Além disso, o efluente final gerado apresentou menores valores médios de nitrato, nitrito e NT, em relação aos demais tempos de aeração testados, diferindo significativamente as concentrações finais de nitrato ($p=0,03$) entre as aerações AI (12h) e AC.

Uggetti et al (2016) compararam aeração contínua e intermitente, a fim de estabelecer um regime ótimo que aumentaria a eficiência do tratamento, minimizando a necessidade de energia. A partir da aeração intermitente alcançou-se eficiência de remoção do amônio em 99% e NT em 79%. Enquanto na aeração contínua a remoção de amônio foi similar, ou seja 99%, porém resultou em acúmulo de nitrato de até 27 mg.L^{-1} no efluente final. Informando que a aeração intermitente foi o método de operação mais bem sucedido.

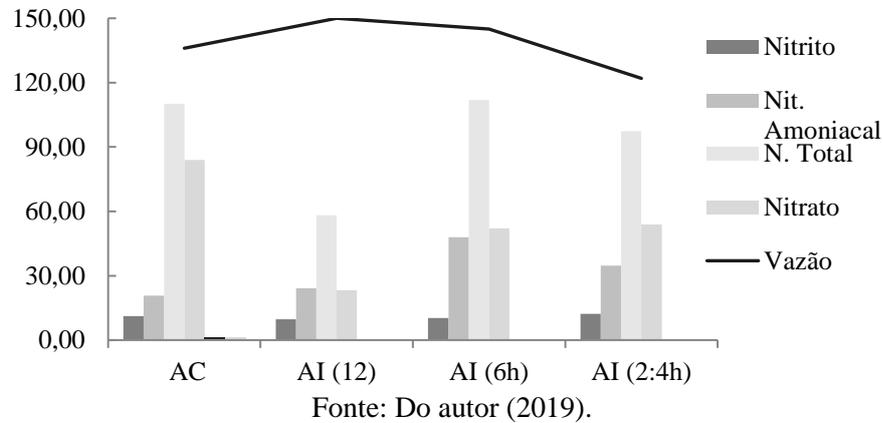
Ferrentino et al. (2018) obtiveram vantagens ao implantar aeração intermitente em uma estação municipal de tratamento de esgoto convencional. Os autores observaram melhora na remoção de nitrogênio principalmente nos meses de inverno, bem como aumento da atividade microbiana e seleção das bactérias acumuladoras de fosfato. Aliado a uma economia de consumo de energia em 15% e no uso de produtos químicos em 23%. Além de alcançar uma redução de produção de lodo em 12%. Corroborando com o estudo realizado por Silva, Damianovic e Foresti, (2018) que alcançaram resultados positivos na aeração intermitente, o período não aerado produziu alcalinidade que favoreceu a nitrificação, além de remover NTK e NT, e mesmo na fase anóxica a eficiência da DQO não foi afetada, mantendo-se em baixas concentrações no efluente tratado.

Em estudo realizado por Correa et al (2018) em reator leito estruturado, testou diferentes tempos de aeração intermitente: (4:2 h); (2:1h) e (2:2h). Os autores obtiveram os melhores resultados no ciclo (2:1h), o qual manteve em todas as fases níveis de OD acima de 1 mg.L^{-1} . Desta forma, possibilitou o processo de NDS, em que foram alcançadas eficiências de remoção de amônio e NTK de 86 ± 15 e $80 \pm 15\%$ respectivamente, já para desnitrificação as eficiências encontradas foram de $74 \pm 15\%$ e NT $68 \pm 9\%$.

Ao comparar AI (12) com a AC, verifica-se no efluente final uma redução de 27% nas cargas de nitrato e 53% de NT, além disso é possível minimizar os custos energéticos. Segundo Balku (2007) a aeração intermitente não gera investimento ou custo adicionais e ainda favorece a remoção do nitrogênio durante o tratamento (Figura 5).

No entanto, a eficiência de remoção de nitrogênio ainda é baixa em todos os tratamentos quando comparado com a literatura, isto se deve as altas concentrações de OD, com níveis próximos a saturação na fase aeróbia que são provenientes da alta vazão de ar do soprador, o qual deveria ser ajustado para manter no sistema valores máximos de 4 mg.L^{-1} . Outros fatores que podem interferir no processo é o pH, e a relação carbono: nitrogênio (C:N). No caso do pH, este se manteve neutro tanto no afluente quanto no efluente sem diferença significativa ($p > 0,05$).

Figura 5 – Concentração nitrogenada do efluente (mg.L⁻¹).



Já a relação C:N representa o balanço da DQO e NTK afluente, ou seja, substratos orgânicos biodegradáveis necessários para nitrificação autotrófica e heterotrófica desnitrificantes do biofilme (CORREA et al., 2018). Estas apresentaram médias relativamente altas sem diferença significativa entre os tratamentos. Segundo Zielinska et al., (2012) a relação C:N tem influência sobre a população de microrganismos, taxas elevadas favorecem as bactérias heterotróficas em relação as nitrificantes, logo prejudica sistemas com foco apenas na nitrificação, quando tal relação se encontra baixa a desnitrificação é limitada sendo necessário a adição de fonte externa de carbono. Entretanto, nos processos de NDS que ocorrem por meio da aeração intermitente, as altas eficiências de remoção do nitrogênio são alcançadas sob elevadas taxas da relação C:N (CORREA et al., 2018).

A alta relação C:N em torno de 13 ± 4 na AC não foi prejudicial ao processo de nitrificação, uma vez que se obteve a maior eficiência com este valor, devido ao alto nível de OD. Já nos tempos de aeração intermitente, AI (12h), AI (6h) e AI (2:4h) as relações apresentaram valores aceitáveis para uma boa NDS, porém o OD elevado provavelmente inibiu o processo de desnitrificação,

De forma semelhante, Fan et al (2013) obtiveram 90% de eficiência de remoção de NT, com taxa C:N em torno de 10. Liu et al (2013) ao comparar AC e AI, observaram que as maiores eficiências de remoção nitrogênio foram encontradas na aeração intermitente quando as relações C:N variaram de 5 a 10, indicando que a aeração intermitente pode melhorar as atividades microbiais.

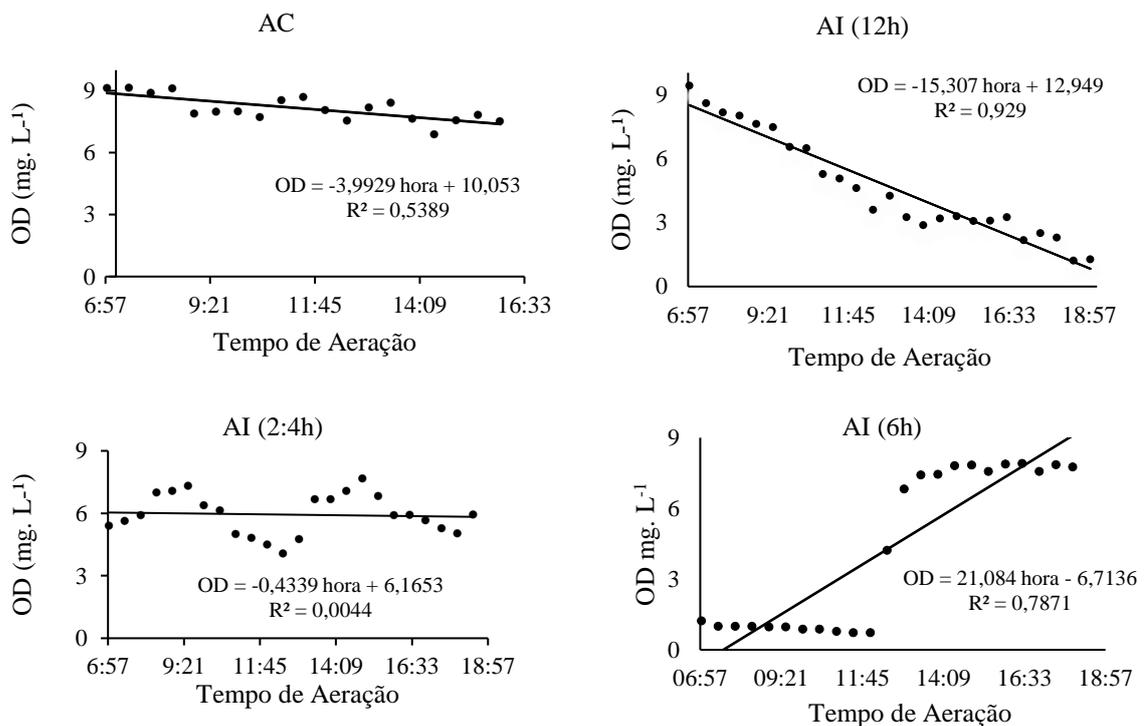
Estudos realizados Karanasios et al., (2016) mostraram que a diminuição da taxa C:N de 13,5 para 6,25 não prejudicou o desempenho da desnitrificação, porém quando reduziu de 5,48

a 4,71 houve menor desempenho do biofiltro que apresentou remoção insuficiente de nitrato. Chen et al., (2019) ao aumentar a taxa de 8,5 para 11,5 observou que não houve melhora significativa, enquanto valores abaixo desfavoreceu a desnitrificação, concluindo que a remoção ideal de nitrogênio foi alcançada em C:N de 8,5.

3.3 Perfil de OD x custos energéticos

Na Figura 6, observa-se o perfil do oxigênio ao longo do experimento para cada tipo de aeração, verifica-se diferentes comportamento, onde as flutuações de OD ocorreram em função da variação da vazão e das mudanças das fases aeradas para anóxicas ou vice-versa. Observa-se que em todas as fases aeradas, o oxigênio se manteve em níveis elevados, superiores a 6 mg.L⁻¹, independente do tempo de aeração, dificultando a criação de condições anóxicas dentro do reator. Houve também uma lenta depleção do OD ao longo do tempo, só foram observados valores abaixo de 1 mg.L⁻¹ após 16h com o soprador desligado na AI (6h), ressalta-se que este valor é recomendado como ideal para processo de NDS (MA et al. 2017; PRAMANIK et al., 2012; ZIELINSKA et al., 2012; ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016), desta forma entende-se que a vazão de 40,5 m³.h⁻¹ foi superdimensionada para o FBAS, uma vez que o projeto da ETE-UFLA se baseou em uma vazão de 800 m³.d⁻¹ e atualmente o reator não encontra-se operando em sua capacidade total.

Figura 6 – Perfil do OD no tempo para cada aeração.



Fonte: DO autor (2019).

Segundo, Åmand, Olsson e Carlsson (2013) altas vazões de ar diminuem a eficiência de transferência de oxigênio devido a agregação das bolhas, reduzindo área total de transferência da interface líquida e aumentando o tempo de ascensão da bolha. Doan e Lohi (2009) relataram que transferir oxigênio sob AC pode ser eventualmente negligenciável, pois acarreta em valores de OD perto da saturação, torna a força motriz muito baixa para transferência de oxigênio do ar para o meio líquido, logo resulta em uma quantidade substancial de energia desperdiçada. Enquanto, ao trabalhar com AI, em ciclos curtos de aeração e com número de frequência maior, observaram uma maior quantidade de oxigênio sendo transferido para a água ao longo do tratamento, porque ciclos curtos de aeração favoreceram a uma maior força motriz de transferência de massa.

Nesse sentido, o sistema de aeração do FBAS da ETE-UFLA consome através do soprador ligado 12 kW.h⁻¹, acarretando em consumo diário por AC de 298 kW h⁻¹d⁻¹ que corresponde a 100%. Ao verificar o consumo energético por volume tratado, ou seja, concentração de DQO e NT a ser removida no reator, observou-se que AC é a mais dispendiosa entre todos os tratamentos (Tabela 5). Ressalta-se ainda que não houve diferença significativa da vazão e DQO afluente ($p > 0,05$), apenas na carga de NT, o qual foi a menor neste tratamento.

Tabela 5 – Consumo energético do sistema de aeração ETE-UFLA.

CONSUMO ENERGÉTICO	AC	AI (12h)	(AI (6h)	AI (2:4h)
Consumo diário (kw h ⁻¹ d ⁻¹)	298	149	75	99
Economia (%)	-	50%	75	67%
IDC _{VAZÃO} (kW d ⁻¹ /m ³ d ⁻¹)	2	1	0,6	0,7
IDC _{DQO} (kW d ⁻¹ /Kg DQO _{removida})	0,4	0,2	0,1	0,2
IDC _{NT} (kW d ⁻¹ /kg NT _{removido})	4	1,6	0,7	0,8

Fonte: Do autor (2019).

Contudo, deve-se observar as eficiências envolvidas na remoção de poluentes supracitadas. Desta forma, verifica-se que a otimização do sistema de aeração ETE-UFLA deve ser aplicada a partir da AI (12h) por ser o tempo de aeração mais apropriado. Pois, garantiu bom desempenho do FBAS tanto na remoção de DQO quanto na remoção de NT, bem como melhorou as eficiências alcançadas pelo sistema, com diferenças de média significativas ($p < 0,05$), promovendo economia de 50% do consumo de energia que corresponde a 149 kW h⁻¹

$^1 \text{d}^{-1}$. Paralelamente, também apresentou baixo índice de desempenho de consumo energético quanto ao volume tratado, DQO e NT removida em relação a AC.

De acordo com Ren et al., (2018) o estudo das taxas de aeração é crucial para o bom funcionamento eficiente do FBAS. Entende-se como aeração adequada não apenas aquela que pode reduzir o custo do tratamento das águas residuárias, mas também a que é capaz de melhorar a eficiência do tratamento. Uggetti et al., (2016) trabalhou com taxa de vazão de ar de $12,1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, que acarretou valores de OD próximos a saturação, em torno de 7 a $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ quando submeteram o sistema de tratamento à AC. Nesse modelo de aeração os custos energéticos eram de $1,5 \text{ kW} \cdot \text{h}^{-1}$, que correspondia a um consumo total de energia nas 24h de aeração de $13,6 \text{ kW} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$. Ao aplicar AI, verificaram que foram necessários apenas 8 pulsos por dia, de 20 min de aeração, consumindo apenas $0,18 \text{ kW} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$, o que resultou em uma redução de 70 vezes no uso de energia. O curto período de aeração foi atribuído ao superdimensionamento da bomba de ar para o sistema, juntamente com a baixa concentração de DQO e amônia no afluente.

Singh et al., (2018) observaram um consumo diário de $107.808 \text{ kW h}^{-1} \text{d}^{-1}$ ao operar um reator de lodo ativado com biofilme em regime de AC, no entanto conseguiu reduzir em até $79.008 \text{ kW h}^{-1} \text{d}^{-1}$ ao aplicar AI, desta forma obtiveram economia de energia que variaram de 10% a 30%. Segundo Moura et al., (2012) sistemas empregados com AI estão em vantagem quando comparado a sistemas de AC, por que é possível reduzir aproximadamente 33% dos gastos energéticos provenientes da aeração.

Portanto, transformar o sistema de aeração contínuo das estações de tratamento convencionais para AI é uma forma de otimização, que visa atender limites de lançamentos mais rigorosos e promover economia energética previstas (ÅMAND; OLSSON; CARLSSON, 2013; SUN et al., 2017).

4. CONCLUSÃO

O FBAS apresentou bom desempenho na remoção de DQO total quando submetido a aeração AC e AI com eficiência média superior a 80% em todos os tratamentos, com diferença de média significativa entre os tratamentos intermitentes ($p < 0,05$).

Quanto a remoção do amônio e eficiência de nitrificação o sistema correspondeu bem para AC, AI (12h) e AI (2:4h) sem diferença de média significativa ($p < 0,05$), porém decaiu a eficiência na AI(6h) devido ao longo período da fase anóxica.

As eficiências da desnitrificação foram mais eficientes na AI (12h), indicando que ocorreu um processo de NDS. Este tratamento consequentemente apresentou baixa

concentração de nitrato e NT, portanto, sendo recomendado o lançamento do efluente no corpo hídrico receptor.

A baixa remoção de nitrogênio total entre os tratamentos, pode ser proveniente das altas taxas de aeração do soprador que pode ter sido superdimensionado, desta forma acarretou valores de OD próximo a saturação na fase aerada independente do tempo de aeração.

Portanto recomenda-se o controle da vazão de ar, a fim de manter até 4 mg.L^{-1} de OD dentro do reator, bem como aplicar ciclos de AI não muito longos ou curtos demais, buscando equilibrar o tempo entre as fases aeróbia e anóxica.

É possível potencializar o sistema de aeração ETE-UFLA com redução de 50% do consumo energético ao aplicar AI (12h), uma vez que este tratamento também trouxe incrementos nas eficiências de remoção NT e elevada remoção de DQO.

REFERRÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). American Water Works Association, Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 th ed. Washington, 2005.
- ÁMAND, L.; OLSSON, G.; CARLSSON, B. Aeration control - a review. **Water Sci. Technol.** v. 67, n. 11, p. 2374-2398, 2013.
- BALKU S. Comparison between alternating aerobic–anoxic and conventional activated sludge systems. **Water Res.** v.41, n.10, p.2220–2228, 2007.
- BIPLOB, P. et al. Monitoring and control of a partially packed biological aerated filter (BAF) reactor for improving nitrogen removal efficiency. **Journal of Water Reuse and Desalination**. v.1, n. 3, p. 160–171, 2011.
- CHEN, H. et al. How does iron facilitate the aerated biofilter for tertiary simultaneous nutrient and refractory organics removal from real dyeing wastewater?. *Water Research*. v. 148, n. 1, p.344-358, 2019.
- CORREA, C. Z. et al. 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. 03, 2016.
- CORREA, C. Z. et al. Nitrification/denitrification of real municipal wastewater in an intermittently aerated structured bed reactor. **Journal of Water Process Engineering**. v. 23, p.134-141, 2018.
- DIRETORIA DE COMUNICAÇÃO – DCOM. **Bolsa Permanência: Estudantes da UFLA podem ser beneficiados com novas inscrições do programa**. Lavras, 19 de junho, 2018. Disponível em: <<http://www.ufla.br/dcom/2018/06/19/>>. Acesso em: 08 de jun, 2018.
- DOAN, H.; LOHI, A. Intermittent Aeration in Biological Treatment of Wastewater. **American J. of Engineering and Applied Sciences**. v. 2, n. 2, p.260-267, 2009.
- DOTRO G. et al. A review of the impact and potential of intermittent aeration on continuous flow nitrifying activated sludge. **Environ Technol.** v. 32, n.15, p.1685–1697, 2011.
- ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - EPA. **Waterwaste Technology Fact Sheet: Fine Bubble Aeration. Municipal Technology Branch**. Washington, D. C., United States, EPA 832-F-99-065, set., 1999.
- FAN, J. et al., Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: impact of influent COD/N ratios. **Bioresour Technol.**v. 143, p.461–466, 2013.
- FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. In: XXVII Congresso Interamericano De Engenharia Sanitária E Ambiental, **Anais...**, Porto Alegre, p. 25, 2000.
- FERRENTINO, R. et al. Application of real-time nitrogen measurement for intermittent aeration implementation in a biological nitrogen removal system: performances and efficiencies, **Environmental Technology**, março, 2018.

- GU, Y-Q.; LI, T-T.; LI, H-Q. Biofilm formation monitored by confocal laser scanning microscopy during startup of MBBR operated under different intermittent aeration modes. **Process Biochemistry**. v. 74, p. 132-140, 2018.
- GUADIE, A. et al. Effect of intermittent aeration cycle on nutrient removal and microbial community in a fluidized bed reactor-membrane bioreactor combo system. **Bioresour. Technol.** v.156, p. 195-205, 2014.
- HASAN, H. A. et al. A review on the design criteria of biological aerated filter for COD, ammonia and manganese removal in drinking water treatment. **J. Instit. Eng. Malays.** v. 70, n. 4, p. 25-3, 2009
- JENZURA, N. T. **Remoção de DQO, nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário em reator de leito estruturado com aeração intermitente em fase única**. 2017. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2017.
- LI, L.; LI, G.; QIU. Energy consumption and economic cost of typical wastewater treatment systems in Shenzhen, China. **Journal of Cleaner Production**. v. 163, Supplement, 1 p. S374-S378, October, 2017.
- LIU, F. et al. Tertiary treatment of textile wastewater with combined media biological aerated filter (CMBAF) at different hydraulic loadings and dissolved oxygen concentrations. **J. Hazard Mater.** v. 160, n.1, p. 161-167, 2008.
- LIU, L. et al. Effect of aeration modes and influent COD/N ratios on the nitrogen removal performance of vertical flow constructed wetland. **Ecol. Eng.** v. 57, p. 10-16, 2013.
- LONGO, S. et al. Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. **Applied Energy**. v.179, p.1251-1268, 2016.
- KANDASAMY, S.; DANANJEYAN, B.; KRISHNAMURTHY, K. Potential of Continuous and Intermittent Aeration for Sago Wastewater Treatment. **The Scoscan**. v. 7, n.3-4, p.129-132, 2013.
- KARANASIOS, K. A. et al. of C/N ratio and support material on heterotrophic denitrification of potable water in bio-filters using sugar as carbon source. **Int. Biodeterior. Biodegrad.** v. 111, p. 62-73, 2016.
- KHOSHFETRAT et al. Influence of organic loading and aeration rates on performance of a lab-scale upflow aerated submerged fixed-film bioreactor. **Process Safety and Environmental Protection**.v.89, n. 3, p. 193-19, 2011.
- MAGRI, M. E. et al. Otimização do processo de nitrificação com o uso de conchas de ostras como material suporte em reatores com biomassa fixa. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 123-130, junho, 2013.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Executivo**, Belo Horizonte, 2008.

- MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. **Journal of Environmental Management**. v. 98, p.163-167, 2012.
- NOURMOHAMMADI, D. et al. Nitrogen Removal in a Full-Scale Domestic Wastewater Treatment Plant with Activated Sludge and Trickling Filter. **J Environ Public Health**. 2013.
- PANEPINTO, D. et al. Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy. **Appl Energy**. v.161, p. 404-411, 2016.
- PRAMANIK, B. K. Biological aerated filters (BAFs) for carbon and nitrogen removal: A review. **Journal of Engineering Science and Technology**. v. 7, n. 4, p. 428-446, 2012.
- REN, J. et al., 2018. Effect of aeration rates on hydraulic characteristics and pollutant removal in an up-flow biological aerated filter. **Water**.v.10, p. 1244, 2018.
- ROSSO, D.; LARSON, L. E.; STENSTROM, M. K. Aeration of Large-Scale Municipal Wastewater Treatment Plants: State of the Art. **Water Science And Technology**. v. 57, n. 7, p. 973-978, 2008.
- SISTEMA INTEGRADO DE GESTÃO DE RECURSOS HUMANOS – SIGRH. **Total de Servidores Ativos, Aposentados e Pensionista**. Disponível em: <https://sigrh.ufla.br/sigrh/public/abas/form_consulta_ano_quantitativos.jsf>. Acesso em: 08 de jun. 2018.
- SILVA, B. G. DAMIANOVIC, M. H. R. Z. FORESTI. E. Effects of intermittent aeration periods on a structured-bed reactor continuously fed on the post-treatment of sewage anaerobic effluente. **Bioprocess and Biosystems Engineering**. v. 41, p. 1115–1120, 2018.
- SINGH, N. K. et al. Effect of intermittent aeration cycles on EPS production and sludge characteristics in a field scale IFAS reactor. **Journal of Water Process Engineering**.v. 23, p. 230-238, 2018.
- SOLIMAN, M. et al. Evaluation and Optimizing the Operating System of Aeration Tank. Conference: International Conference on Chemical, Environmental and Biological Sciences (CEBS-2015), **Anais...**Dubai, March 18-19, 2015.
- SUN, Y. et al. Enhanced biological nitrogen removal and N₂O emission characteristics of the intermittent aeration activated sludge process. **Rev Environ Sci Biotechnol**. v.16, p. 761-780, 2017.
- UGGETTI, E. et al. Intermittent aeration to improve wastewater treatment efficiency in pilot-scale constructed wetland. **Science of the Total Environment**. v. 559, p. 212-217, 2016.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lodos Ativados**. v. 4,3ed., Belo Horizonte, Editora-UFMG, p. 428, 2012.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. v. 1, 4º ed, Belo Horizonte, Editora-UFMG, p. 472, 2014.
- WOSIACK, P. A. et al. Removal of COD and nitrogen from animal food plant wastewater in an intermittently-aerated structured-bed reactor. **J. Environ. Manage**. v. 154, p. 145-150, 2015.

ZIELINSKA, M. et al. Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations. **Journal of Environmental Sciences**. v. 24, n. 6, p. 990-998, 2012.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 29-42, Mar. 2016.