

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

KIEMI DE BRITO MURATA

**Remoção de matérias orgânica e nitrogenada de esgoto sanitário em reator
de leito estruturado, em escala piloto**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos, SP

2015

KIEMI DE BRITO MURATA

Remoção de matérias orgânica e nitrogenada de esgoto sanitário em reator de
leito estruturado, em escala piloto

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientadora: Profa. Dra. Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic

São Carlos, SP

2015

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

M972r Murata, Kiemi de Brito
Remoção de matérias orgânica e nitrogenada de
esgoto sanitário em reator de leito estruturado, em
escala piloto / Kiemi de Brito Murata; orientadora
Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic. São
Carlos, 2015.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2015.

1. Esgoto sanitário. 2. Nitrificação e
desnitrificação simultâneas (NDS). 3. escala piloto. I.
Titulo.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **KIEMI DE BRITO MURATA.**

Título da dissertação: "Remoção de matérias orgânica e nitrogenada de esgoto sanitário em reator de leito estruturado, em escala piloto".

Data da defesa: 25/09/2015

Comissão Julgadora:

Resultado:

Profa. Dra. **Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic**
(Orientadora)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Aprovada

Prof. Dr. **Theo Syrto Octavio de Souza**
(Escola Politécnica/EP-USP)

APROVADA

Profa. Dra. **Deize Dias Lopes**
(Universidade Estadual de Londrina/UEL)

Aprovada

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Paulo César Lima Segantine**

Dedico este trabalho à minha família, pelo amor, carinho e incentivo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à vida. Se há um grande criador e guia chamado Deus que me proporcionou esse presente, sou imensamente grata. Não há nada mais grandioso do que viver.

À minha família. Sem vocês a minha vida não teria tanto amor!

Aos meus pais, Bete e Paulo (*in memoriam*), pela dedicação incondicional, por sempre estarem muito preocupados com a minha educação e dos meus irmãos, por nos proporcionarem momentos únicos e nos ensinarem acima de tudo que somos principalmente formados por conhecimento, experiência de vida e sabedoria pois o resto nós não carregamos em nossa essência.

Aos meus irmãos, Kristopher e Kiyoshi, por sempre me apoiarem nas minhas decisões. Por estarem presentes na minha vida, compartilhando de momentos de gargalhadas em família, dos variados cafés, vinhos e uísques, e também dos momentos difíceis que passamos juntos. Essa união sempre me fortalece.

Ao Willame, por sempre me apoiar e estar sempre tão presente mesmo estando distante, por me incentivar tanto pessoalmente e profissionalmente, e me tornar cada dia uma pessoa melhor. Obrigada por sempre me arrancar um sorriso mesmo nas horas mais difíceis! Você torna os meus dias cada vez mais coloridos.

À Prof. Márcia, por me receber tão bem no meio acadêmico, por sempre ser uma pessoa tão otimista, me orientar e ajudar a encontrar uma solução quando eu achava que tudo estava perdido. Obrigada pelo apoio e por essa conquista!

À Carla, ao Rafael (Bazola) e ao Dagoberto que foram fundamentais para realização desse trabalho. Sempre me incentivaram e me apoiaram a dar continuidade a essa linha de pesquisa, e me ajudaram muito com o conhecimento.

Sou imensamente grata ao Dagoberto, pois foi quem ajudou com muitas ideias e muita ação para esse piloto se tornar realidade. Ao prof. Eugenio Foresti pelas sugestões e conversas sobre o trabalho e pelo convívio no laboratório.

Ao Prof. Francisco Javier Cuba Terán por me mostrar o saneamento e incentivar na graduação. Aos técnicos do Laboratório de Processos Biológicos, Carol Sabatini, Elô Pozzi, Janja e Isabel, pelo auxílio com análises e experimentos. Ao Seu Edson por me ajudar algumas vezes com o compressor de ar.

Aos amigos! Aos amigos que adquiri no mestrado Clara, Marcus Vinicius, Rodrigo Carneiro e Vanessa que foram fundamentais para mim, sempre dispostos a me ajudar e

conversar, trocar experiências e mostrar que sem amigos não somos nada. À República Maria Groselha, por me acolher nos últimos meses da pesquisa, em especial ao Marcus Vinícius por dividir o seu quarto comigo e me aturar falando à noite até dormir.

Aos amigos que são da época de graduação e de alguma forma estão presente na minha vida hoje, em especial aqueles do “ Professor, mas o grupo pode ser de seis pessoas? ”: Cris, Diego, Karen, Larissa e Mariana.

Aos amigos do LPB que sempre estiveram lá como companheiros de laboratório para animar o dia e os almoços no bandeco. Principalmente aos companheiros da casinha, apesar da casinha ter fama de um ambiente difícil, pude vivenciar muitos momentos de risada e cumplicidade de trabalho. Agradecimento especial ao Bruno (Giz), Leandro e Lucas por ter me ajudado a desmontar o reator!

Ao corpo financeiro e administrativo do Departamento de Hidráulica e Saneamento pelo auxílio com os trâmites necessários.

À cidade de São Carlos, à Universidade de São Paulo, à Escola de Engenharia de São Carlos e ao Departamento de Hidráulica e Saneamento.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela bolsa concedida e auxílio financeiro. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo auxílio financeiro.

“ [...]

Valeu a pena? Tudo vale a pena

Se a alma não é pequena.

Quem quer passar além do Bojador

Tem que passar além da dor.

Deus ao mar o perigo e o abismo deu,

Mas nele é que espelhou o céu. ”

(Mar Português – Fernando Pessoa)

RESUMO

MURATA, K. B. Remoção de matérias orgânica e nitrogenada de esgoto sanitário em reator de leito estruturado, em escala piloto. 2015. 99f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

O processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) permite alcançar a remoção combinada de matérias carbonácea e nitrogenada em uma única unidade. O reator de leito estruturado, com biomassa imobilizada e recirculação interna, apresenta características positivas para que estes processos envolvidos ocorram, tais como propiciar a formação de biofilme e evitar a colmatação do leito. Esta configuração tem sido estudada com êxito em reatores em escala de bancada para tratamento de esgoto. Nesta pesquisa foi utilizado um reator de leito estruturado em escala piloto com a finalidade de avaliar sua implantação, eficiência e estabilidade tratando esgoto doméstico em condições reais para futura aplicação em pequenas comunidades, condomínios residenciais entre outros como sistema descentralizado. O reator foi construído em fibra de vidro, de formato cilíndrico, com diâmetro interno de aproximadamente 0,80 m e 2,0 m de altura. O volume total foi de aproximadamente 0,905 m³ e o volume útil de 0,642 m³. A operação foi realizada sob condições de aeração contínua e intermitente e os tempos de detenção hidráulica (TDH) testados foram de 48, 36 e 24 horas. A remoção de DQO manteve-se acima de 90% com TDH de 48 e 36 horas. A melhor eficiência de remoção de nitrogênio total foi de $72,4 \pm 6,4\%$, sob TDH de 48 horas e a aeração intermitente, com 2 horas de aeração e 1 hora não aerada. A concentração de oxigênio dissolvido (OD) média de $2,8 \pm 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ na fase aerada e temperatura média de $24,7 \pm 1,0^\circ\text{C}$. Nesse mesmo período, a eficiência média de remoção de DQO foi de $94 \pm 4\%$. Apesar das dificuldades apresentadas no controle da aeração, as eficiências das remoções obtidas indicaram que o reator de leito estruturado e aeração intermitente (LEAI) se apresenta como uma alternativa promissora em escala plena, requerendo ajustes para construção e incremento da estabilidade da NDS.

Palavras-chave: Esgoto sanitário, Nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS), remoção de nitrogênio, escala piloto.

ABSTRACT

MURATA, K. B. Removal of organic and nitrogen matters from sewage in a structured-bed reactor on a pilot scale. 99f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

The simultaneous nitrification and denitrification (SND) process allow achieving a combined nitrogen and carbon removal in a single unit. The structured-bed reactor, with immobilized biomass and internal recirculation, presents positive characteristics for occurrence of these involved processes, such as providing biofilm formation and prevent clogging. This configuration have been study successfully in a bench scale for sewage treatment. In this research was used a structured-bed reactor in a pilot scale in order to evaluate its implantation, efficiency and stability treating sewage in real conditions to future application in small communities, residential condominium among others, as decentralized treatment. The reactor was constructed with cylindrical glass fiber modules, with internal diameter of 0.8 m and 2.0 m height. The total volume was about 0.905 m³ and 0.642 m³ working volume. It was worked under continuous and intermittent aeration conditions and the tested hydraulic retention times (HRT) were 48, 36 e 24 hours. The maximum total nitrogen removal was 72.4 ± 6.4%; the HRT was 48 hours with intermittent aeration, in which 2 hours in aeration and 1-hour non-aeration. An average dissolved oxygen (DO) concentration of 2.8 ± 0.5 mg.L⁻¹ in the aerated time and an average temperature of 24.7 ± 1.0 °C. In the same period, the average COD removal was 94 ± 4%. Despite of the difficulties presented in aeration control, the obtained removals indicated the structured-bed reactor subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA) can be a promising alternative in full scale, demanding adjustments to improve the reactor construction and the SND stability.

Key words: sewage, simultaneous nitrification and denitrification (SND), nitrogen removal, pilot scale.

Lista de Figuras

Figura 3.1 - Perfil do oxigênio dissolvido no interior de um floco grande e um floco menor (POCHANA; KELLER, 1999).	9
Figura 4.1 - Esquema ilustrativo do sistema.	16
Figura 4.2 – O reator e as bombas utilizadas.	17
Figura 4.3 - Estruturas de aço com espumas.	18
Figura 4.4 - Contrapesos feitos de tubos cilíndricos de PVC.	19
Figura 4.5 - Reservatório para armazenamento de esgoto.	20
Figura 4.6 – Fluxograma do trabalho com a descrição resumida das etapas experimentais ...	23
Figura 5.1 - Variação da alcalinidade total e da DQO na fase de adaptação do reator.	29
Figura 5.2 - Variação de NTK afluente, efluente e a eficiência de oxidação de NTK ao longo do período experimental.	30
Figura 5.3 – Variação de concentrações efluente de $N-NH_4^+$ (●), $N-NO_3^-$ (■) e $N-NO_2^-$ (▲) durante etapa 1.	31
Figura 5.4 - Variação das concentrações afluente, efluente e a eficiência de remoção de N-total durante todo o período experimental.	32
Figura 5.5 - Variação de concentrações efluente de N-NTK (●), $N-NO_3^-$ (■) e $N-NO_2^-$ (▲) durante etapa 2.	33
Figura 5.6 - Variação de concentrações efluente de N-NTK (●), $N-NO_3^-$ (■) e $N-NO_2^-$ (▲) durante etapa 3.	34
Figura 5.7 - Variação de concentrações efluente de N-NTK (●), $N-NO_3^-$ (■) e $N-NO_2^-$ (▲) durante etapa 4.	35
Figura 5.8 - Variação de concentrações efluente de N-NTK (●), $N-NO_3^-$ (■) e $N-NO_2^-$ (▲) durante etapa 5.	36
Figura 5.9 - Variação de concentrações efluente de N-NTK (●), $N-NO_3^-$ (■) e $N-NO_2^-$ (▲) durante etapa 6.	38
Figura 5.10 - Variação da concentração de DQO afluente, efluente e eficiência de remoção de DQO durante todo o período experimental.	39
Figura 5.11 - Variação de pH afluente e efluente durante todo o período de operação.	41
Figura 5.12 - Variação de alcalinidade total afluente e efluente durante toda a operação.	42
Figura 5.13 - Variação do OD e da temperatura ao longo de todo o período experimental. ...	44

Figura 5.14 - Valores médios das cargas nitrogenadas aplicada, de NTK oxidado e removida durante as etapas descritas.	46
Figura 5.15 – Variação da concentração de sólidos afluente e efluente na etapa 6.....	49
Figura 5.16 - Gráfico de box plot da distribuição da eficiência de remoção de N-total durante o período experimental.	51
Figura 5.17 - Gráfico de box plot da distribuição da eficiência de nitrificação durante o período experimental.	52
Figura 5.18 - Gráfico do box plot da distribuição da eficiência de desnitrificação durante o período experimental.	53
Figura 5.19 - Gráfico de box plot da distribuição da eficiência de remoção de DQO durante o período experimental.	54
Figura 5.20 - Imagens da microscopia óptica realizada ao final da operação: (a) presença de rotíferos e ciliado; (b) hifas de fungo; (c) tardígrado; (d) e (f) tecamebas; (e) ciliados pedunculados.	55
Figura 5.21 - Imagens da microscopia óptica ao final da operação: (a) bactérias filamentosas e bacilos; (b) bactéria filamentosa.....	56
Figura 5.22 - Imagens da microscopia óptica no final do período experimental: (a) bactérias filamentosas; (b) filamentosa com células em formato de bacilo.....	57
Figura 5.23 – Imagens da microscopia óptica no final do período experimental: (a) protozoário flagelado e roseta de filamentosas; (b) tétrades.	58
Figura 5.24 – Imagens microscopia óptica no final do período experimental: (a) cocos; (b) bacilos.....	58
Figura 5.25 - Micrografias eletrônicas de varredura ao final do período experimental: (a) Visualização de colonização nos poros da espuma; (b) colonização de diferentes tipos de protozoários na parede da espuma.	59
Figura 5.26 - Micrografia eletrônica de varredura ao final do período experimental com protozoários pedunculados na superfície da espuma.....	60
Figura 5.27 - Micrografia eletrônica de varredura ao final do período experimental com espirilos e bacilos, indicados pelas setas.	60
Figura 5.28 – Micrografia eletrônica de varredura ao final do período experimental com diferentes bacilos (setas vermelhas), cocos (circulado) e filamentosa (seta tracejada amarela).	61

Figura 5.29 - Micrografia eletrônica de varredura ao final do período experimental: espirilos e bastonetes.	61
Figura 5.30 - Micrografia de varredura eletrônica ao final do período experimental com uma espiroqueta, indicada pela seta.	62

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Padrões de qualidade para compostos nitrogenados e DBO ₅ em águas doces de Classe 1, 2 e 3 previstos na Resolução CONAMA 357/2005.....	5
Tabela 2 - Características físicas do reator.....	17
Tabela 3 - Descrição dos tubos cilíndricos.....	19
Tabela 4 - Valores médios obtidos para alimentação durante todo período experimental.	20
Tabela 5 – Parâmetros operacionais adotados em cada etapa experimental.	22
Tabela 6 - Variáveis analisadas na pesquisa.	24
Tabela 7 - Vazão e TDH médios em cada etapa experimental.	28
Tabela 8 - Concentrações médias afluente e efluente de NTK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , N-NO ₂ ⁻ , N-total e eficiência média de remoção de N-total na etapa 2.....	32
Tabela 9 - Concentrações médias afluente e efluente de NTK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , N-NO ₂ ⁻ , N-total e eficiência média de remoção de N-total na etapa 3.....	34
Tabela 10 - Concentrações médias afluente e efluente de NTK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , N-NO ₂ ⁻ , N-total e eficiência média de remoção de N-total na etapa 4.....	35
Tabela 11 - Concentrações médias afluente e efluente de NTK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , N-NO ₂ ⁻ , N-total e eficiência média de remoção de N-total na etapa 5.....	36
Tabela 12 - Concentrações médias afluente e efluente de NTK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , N-NO ₂ ⁻ , N-total e eficiência média de remoção de N-total na etapa 6.....	37
Tabela 13 - Concentrações médias de DQO afluente e efluente e DBO ₅ efluente teórica durante as etapas experimentais.	39
Tabela 14 - pHs médios durante as etapas do período experimental.	41
Tabela 15 - Médias de OD e temperatura em cada etapa experimental.....	43
Tabela 16 - Variação média das cargas do sistema e outros parâmetros de influência durante as etapas descritas.....	47
Tabela 17 - Concentrações médias afluente e efluente da série de sólidos na etapa 6.....	49

Lista de Abreviaturas e Siglas

Anammox	Anaerobic Ammonium Oxidation
APHA	American Public Health Association
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LEAI	Leito Estruturado e Aeração Intermitente
LPB	Laboratório de Processos Biológicos
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
NDS	Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PVC	Cloreto de polivinila
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TRC	Tempo de Retenção Celular
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USP	Universidade de São Paulo
USPHS	Serviço de Saúde Pública dos Estados Unidos

Lista de Símbolos

cm	Centímetro
d	Dia
g	Gramma
°C	Graus célsius
h	Hora
L	Litro
m	Metro
µm	Micrômetro
mg	Miligrama
mL	Mililitro
mm	Milímetro
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio na forma amoniacal
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrato
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrito
kg	quilograma
C/N	Relação carbono/nitrogênio
F/M	Relação alimento/microrganismo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1. O nitrogênio e seus impactos.....	4
3.2. Princípios da Nitrificação e Desnitrificação.....	6
3.3. Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas	8
3.4. Tecnologias aplicadas para tratamento centralizados.....	11
3.5. Tecnologias disponíveis para tratamento em comunidades pequenas.....	13
4. MATERIAL E MÉTODOS	16
4.1. O Reator.....	16
4.2. Material Suporte	18
4.3. Inóculo	19
4.4. Alimentação.....	20
4.5. Procedimento Experimental	21
4.6. Análises Físico-Químicas	24
4.7. Avaliação das eficiências do sistema.....	25
4.8. Análises Microbiológicas	26
4.8.1. Microscopia óptica	26
4.8.2. Microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	27
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
5.1. Fase de adaptação	28
5.2. Remoção de nitrogênio	29
5.3. Remoção de DQO.....	38
5.4. pH e alcalinidade	40

5.5. Oxigênio Dissolvido (OD) e temperatura	43
5.6. Cargas orgânica e nitrogenada	45
5.7. Série de sólidos	48
5.8. Análises estatísticas: eficiências de nitrificação, desnitrificação, remoção de N-total e remoção de DQO	50
5.9. Análises microbiológicas	54
5.9.1. Microscopia óptica.....	54
5.9.2. Microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	59
5.10. Considerações para implantação do reator.....	62
6. CONCLUSÕES	65
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	66
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67

1. INTRODUÇÃO

O saneamento básico é um tema que merece destaque, em particular no Brasil, devido ao seu déficit, principalmente em algumas regiões menos desenvolvidas, desprovidas de redes de coleta de esgoto. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) feita pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2008, apenas 27,19% dos municípios brasileiros tratavam o esgoto gerado, e os principais tipos de tratamento eram por lagoas facultativas (12,08%) e reatores anaeróbios (10,15%).

A qualidade do esgoto tratado nessas unidades visa, em geral, apenas a remoção de matéria orgânica. Entretanto, a disposição de esgotos sanitários em corpos hídricos requer a adequação das cargas de matéria orgânica e nitrogênio ao potencial de absorção e autodepuração desses. Os processos biológicos aplicados ao tratamento de esgoto geralmente possibilitam a remoção de matérias carbonácea e nitrogenada, permitindo o atendimento dos padrões contemplados na resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 de 2005, complementada pela resolução CONAMA nº 430 de 2011. Essa remoção de nutrientes é necessária pois o excesso de nitrogênio nos corpos hídricos pode acarretar na redução da qualidade da água, eutrofização, contaminação ou toxicidade de peixes e invertebrados ou prejudicar a saúde humana com doenças como a metahemoglobinemia, ocasionada principalmente em crianças (USEPA, 2009; SHUVAL; GRUENER, 1977).

Nos processos convencionais, a remoção biológica de nitrogênio ocorre em duas etapas distintas, denominadas nitrificação e desnitrificação. A nitrificação ocorre sequencialmente à remoção de matéria carbonácea pela introdução de oxigênio suficiente para o processo e controle do tempo de retenção celular. Já a desnitrificação é realizada em uma unidade independente, podendo exigir a adição de fonte externa de carbono para alcançar altas remoções nitrogenadas.

A implantação de sistemas descentralizados, definidos pela coleta, tratamento e disposição ou reuso de águas residuárias de casas individuais, agrupamentos (*clusters*) de casas, comunidades isoladas, indústrias, ou porções da comunidade no local (*on-site*) ou próximo do ponto de geração do resíduo (TCHONOGLOUS, 1995 *apud* CRITES & TCHOBANOGLOUS, 1998) pode apresentar-se como uma alternativa importante. Os sistemas descentralizados podem ser mais simples e com baixo custo de operação quando comparados a sistemas centralizados (MOUSSAVI et al., 2010).

Uma alternativa para minimização de custos de tratamento de esgoto são os sistemas que realizam a nitrificação e a desnitrificação simultâneas (NDS), processo que integra a remoção de nitrogênio e de matéria orgânica em uma mesma unidade, dispensando ou diminuindo a adição de fonte externa de carbono. A coexistência de populações distintas em um mesmo reator para remoção de matéria orgânica e nitrogênio pode ser facilitada pela imobilização da biomassa, formando um biofilme. O biofilme propicia fisicamente a retenção das comunidades microbianas em camadas e promove a nitrificação na camada mais externa e a desnitrificação na camada interna (METCALF; EDDY, 2003; MUNCH; LANT; KELLER, 1996).

Reatores destinados a promover a NDS têm sido estudados em diferentes configurações. Pochana e Keller (1999) estudaram as condições e os processos que promovem a NDS em sistemas de lodos ativados por meio de reatores sequenciais em batelada concluindo que a NDS é altamente afetada pela fração solúvel de DQO, pelo tamanho dos flocos e pela concentração de oxigênio dissolvido (OD). Já Yang e Yang (2011) utilizaram um reator de leito móvel e aeração intermitente para alcançar a NDS via nitrito, os resultados obtidos apontaram que mesmo com a aeração intermitente foi possível alcançar a nitrificação e a relação entre DQO e nitrogênio (C/N) foi fator que afetou a remoção nitrogenada.

Outra configuração que pode ser utilizada para NDS é o reator de leito estruturado, em que o meio suporte é fixo e disposto ordenadamente. Este leito proporciona melhor imobilização da biomassa e formação do biofilme, além de poder evitar problemas hidrodinâmicos como a colmatação e os caminhos preferenciais (MOCKAITIS et al., 2014).

Moura (2011) utilizou um sistema em escala de bancada de leito estruturado e aeração intermitente (LEAI) para tratar esgoto sintético, o efluente foi recirculado para promover a NDS; obteve uma remoção de nitrogênio de 82% e remoção de DQO 89% com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 horas. Moura (2014) utilizou a mesma configuração de reator para tratar esgoto doméstico e alcançou remoções de 90% e 80% para DQO e nitrogênio, respectivamente, com TDH de 12 horas e 10 horas.

Os resultados promissores desses estudos conduziram à realização da presente pesquisa com a proposta de aumento de escala, unidade piloto, operando em condições de temperatura ambiente.

2. OBJETIVOS

O principal objetivo deste trabalho foi avaliar a aplicação de um reator de leito estruturado em escala piloto na remoção de matérias orgânica e nitrogenada presentes em esgoto sanitário, predominantemente doméstico.

Os objetivos específicos foram:

- Verificar a estabilidade do sistema no tratamento de esgoto sanitário em relação à remoção de DQO;
- Avaliar o potencial de remoção de nitrogênio a partir dos constituintes do esgoto, ou seja, sem a adição de fontes externas de elétrons;
- Averiguar a necessidade de adição de álcali a afim de promover a nitrificação e manutenção do pH do sistema;
- Testar diferentes condições operacionais de TDH;
- Avaliar os processos envolvidos e o desempenho do sistema sob aeração contínua e intermitente.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. O nitrogênio e seus impactos

O nitrogênio é naturalmente encontrado no meio ambiente, tanto no meio terrestre, aquático ou atmosférico. Nos corpos hídricos, uma das principais fontes de nitrogênio é o esgoto sanitário, sendo que parte deste nitrogênio é orgânico, originado principalmente de proteínas, e outra parte é amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela ureia na água. Também é um nutriente bastante utilizado em fertilizantes que aplicados de forma excessiva podem ser lixiviados para lagos e rios ou águas subterrâneas. Contudo, em altas concentrações o nitrogênio pode ser considerado um poluente causador de impactos ambientais.

Um desses impactos é a eutrofização dos corpos hídricos, pois o despejo dos efluentes ricos em nutrientes, estes produzidos pela ação antrópica, acelera o crescimento das algas e fitoplânctons presentes no meio, causando assim a proliferação dessas comunidades e desequilibrando o ecossistema aquático. Além disso, o nitrogênio na forma amoniacal pode ser tóxico para a vida aquática e demandar oxigênio dissolvido (OD) para sua conversão. O nitrogênio na forma de nitrato também pode causar esse “boom” de algas (USEPA, 2009).

A mortalidade de peixes e invertebrados pode ser causada tanto pela toxicidade da amônia em sua forma livre como pela falta de OD consequente da eutrofização. Em casos extremos, a sinergia de todos esses impactos pode acarretar na morte do corpo hídrico.

Em relação à saúde humana, altas concentrações de nitrato podem causar a metahemoglobinemia, mais conhecida como síndrome do bebê azul por acontecer mais com crianças de até 1 ano de idade. Concentrações maiores do que 45 mg.L^{-1} de nitrato (10 mg.L^{-1} como N) na água potável não são permitidas desde 1962 pelo Serviço de Saúde Pública dos Estados Unidos (USPHS) e também pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Além disso, há uma possível associação de nitratos na água com a formação de nitrosaminas que podem conter propriedades carcinogênicas, teratogênicas e mutagênicas (SHUVAL; GRUENER, 1977).

Dessa forma, foram regulamentados critérios garantidos por leis para concentrações padrões máximas para que esses impactos sejam minimizados. No Brasil, a Portaria do Ministério da Saúde nº 2914 de 2011 dispõe sobre a padrão de potabilidade da água e adverte que o valor máximo permitido de nitrato e nitrito (como N) são 10 e 1 mg.L^{-1} , respectivamente.

Para minimizar os impactos causados pelo despejo de efluentes em corpos hídricos, a legislação federal por meio da resolução do CONAMA n° 357 de 2005, complementada pelas resoluções CONAMA n° 10 de 2009 e n° 430 de 2011, dispõe sobre os padrões de qualidade em diferentes classes de corpos d'água, e de diferentes ambientes, como salino, salobro ou doce. Em águas doces, em corpos de classe 1, 2 e 3, os padrões de qualidade para DBO₅, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal total estão dispostos na Tabela 1. Os padrões de lançamento de efluente na resolução CONAMA n° 357 de 2005 foram revogados pela resolução CONAMA n° 430 de 2011. Porém, o padrão de lançamento de nitrogênio amoniacal total era de 20 mg.L⁻¹ N anteriormente.

Tabela 1 - Padrões de qualidade para compostos nitrogenados e DBO₅ em águas doces de Classe 1, 2 e 3 previstos na Resolução CONAMA 357/2005.

Classe	Parâmetros	Valor Máximo
1 e 2	DBO ₅	3 mg.L ⁻¹ O ₂ , para classe 1
		5 mg.L ⁻¹ O ₂ , para classe 2
	Nitrato	10 mg.L ⁻¹ N
	Nitrito	1 mg.L ⁻¹ N
	Nitrogênio amoniacal total	3,7 mg.L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5
		2,0 mg.L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
1,0 mg.L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5		
	0,5 mg.L ⁻¹ N, para pH > 8,5	
3	DBO ₅	10 mg.L ⁻¹ O ₂
		10 mg.L ⁻¹ N
	Nitrato	10 mg.L ⁻¹ N
	Nitrito	1 mg.L ⁻¹ N
	Nitrogênio amoniacal total	13,3 mg.L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5
		5,6 mg.L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
2,2 mg.L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5		
	1,0 mg.L ⁻¹ N, para pH > 8,5	

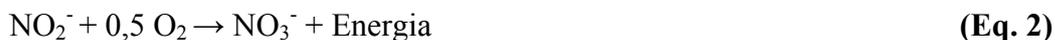
Na legislação estadual do Estado de São Paulo, os padrões de lançamento são dispostos pelo Decreto n° 8.468, de 8 de setembro de 1976. O artigo 18 aponta as condições em que o efluente pode ser lançado nas coleções de água, tais como: (a) pH entre 5 e 9; (b) DBO₅ no máximo de 60 mg.L⁻¹, sendo que esse limite só pode ser ultrapassado no caso da remoção alcançar no mínimo 80%; (c) temperatura inferior a 40 °C.

Portanto, a remoção de nitrogênio é necessária no tratamento de efluentes para adequação ambiental. No tratamento secundário, processos químicos ou biológicos são utilizados para remover a maior parte da matéria orgânica e também podem remover nutrientes, tanto nitrogênio como fósforo (METCALF; EDDY, 2003).

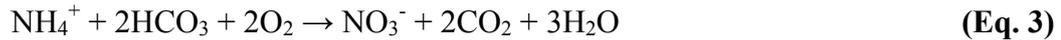
3.2. Princípios da Nitrificação e Desnitrificação

Os processos físico-químicos para remoção da fração nitrogenada do esgoto são considerados desfavoráveis devido ao alto custo de operação, a necessidade de operação altamente qualificada e manutenção frequente e onerosa (USEPA, 1993). Atualmente, o processo de tratamento mais utilizado é o biológico. O tratamento convencional pode ser realizado por processos de nitrificação e desnitrificação sequenciais e recirculação interna com o objetivo de converter amônia em nitrogênio gasoso.

No processo de nitrificação, que ocorre sob condições aeróbias, o nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+) é oxidado a nitrito (NO_2^-), e logo após, a nitrato (NO_3^-). A nitrificação é realizada por organismos quimioautótrofos, que utilizam o oxigênio como receptor final de elétrons e o dióxido de carbono como fonte de carbono. Durante a nitrificação, a primeira etapa da nitrificação em que há oxidação de NH_4^+ a NO_2^- , atua um grupo específico de bactérias principalmente do gênero *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosorobio*. Já na segunda etapa, chamada nitratação (conversão de NO_2^- a NO_3^-), o gênero participante é principalmente o *Nitrobacter*, e também *Nitrococcus*, *Nitrospira*, e *Nitroeystis* (METCALF; EDDY, 2003). As equações 1 e 2 demonstram as etapas de nitratação e nitratação, respectivamente.



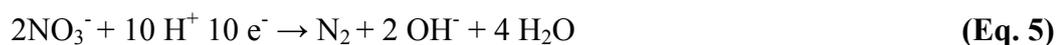
Segundo Metcalf e Eddy (2003), é necessária uma relação total de $4,57 \text{ g de O}_2 \cdot \text{g}^{-1}$ de N oxidado. Além disso, a formação de íons hidrogênio durante a oxidação pode promover o decaimento do pH meio. Portanto, também é observado o consumo de alcalinidade, 1 mg de NH_4^+ consome $7,14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de alcalinidade na forma de CaCO_3 . A equação 3 demonstra esse consumo:



Vários fatores podem influenciar as etapas de nitrificação, como a temperatura, oxigênio dissolvido (OD), o pH, a alcalinidade e o tempo de retenção celular. Estes fatores podem estar inter-relacionados, afetando direta ou indiretamente o crescimento da biomassa nitrificante e, conseqüentemente, diminuindo a taxa de nitrificação. As condições ótimas para a nitrificação ocorrem com o pH na faixa de 7,5 a 8,0, temperatura entre 25°C e 35°C e a taxa máxima de nitrificação pode ocorrer com concentração de OD acima de 2 mg.L⁻¹ (SURAMPALLI et al., 1997). Além disso, em baixas concentrações de OD, menores do que 0,5 mg.L⁻¹, as taxas de nitrificação são diminuídas (METCALF; EDDY, 2003).

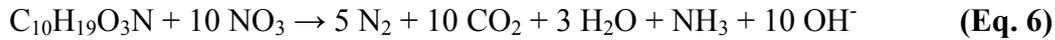
A etapa nitrificante é seguida pela desnitrificação para remoção do nitrogênio da massa líquida, liberado em forma gasosa (N₂). A desnitrificação envolve a redução microbiana de produtos da nitrificação para compostos como nitrogênio gasoso (N₂), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O). As bactérias desnitrificantes utilizam os produtos da nitrificação ao invés do oxigênio para a respiração microbiana, ou seja, a desnitrificação ocorre em meio anóxico.

Existe uma variedade de gêneros bacterianos responsáveis pela desnitrificação. Tais microrganismos podem ser autotróficos ou heterotróficos. No caso da desnitrificação heterotrófica, a matéria orgânica presente no efluente é a fonte de elétrons para a reação; enquanto que na via autotrófica, compostos inorgânicos são utilizados como fonte de energia. Metcalf e Eddy (2003) listam os gêneros de microrganismos heterotróficos como *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum*, *Vibrio*, *Halobacterium* e *Methanomonas*. As equações 4 e 5 representam a estequiometria da desnitrificação heterotrófica via nitrito e nitrato, respectivamente.



Em relação à alcalinidade, há produção estequiométrica teórica de 3,57 mg de alcalinidade na forma de CaCO₃ para cada mg NO₃⁻ reduzido à N₂ (USEPA, 1993). Dessa forma, há uma recuperação de metade da alcalinidade consumida na nitrificação (METCALF;

EDDY, 2003). Na equação 6 está representada a degradação da matéria orgânica e remoção nitrogenada em água residuária (representada por $C_{10}H_{19}O_3N$):



A desnitrificação também pode ser realizada por bactérias autotróficas, principalmente visando a redução do volume de lodo produzido e a utilização de subprodutos inorgânicos gerados nos processos de tratamento. Neste caso, os doadores de elétrons inorgânicos utilizados são gás hidrogênio, com menor produção de biomassa, e também compostos de enxofre, principalmente enxofre elementar, que é oxidado a sulfato. Gêneros conhecidos são: *Paracoccus denitrificans*, utilizando hidrogênio e *Thiobacillus denitrificans*, aproveitando compostos reduzidos de enxofre (GAYLE et al., 1989; RITTMANN; MCCARTY, 2001).

O pH recomendado está entre 6,0 e 9,0, sendo o intervalo ideal entre 6,5 e 8,0; a temperatura deve estar entre 10 °C e 30°C; e o OD causa inibição da atividade microbiana em concentração superior a 1 mg. L⁻¹ (SURAMPALLI et al, 1997).

3.3. Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas

A nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) é uma combinação de processos biológicos em que a nitrificação e a desnitrificação ocorrem no mesmo reator e ao mesmo tempo. Para o tratamento de esgoto, a NDS apresenta como principal vantagem operacional a redução de custos envolvidos na construção e operação de várias unidades. Também permite o aproveitamento dos doadores de elétrons disponíveis na água residuária e não necessita de combinações de zonas aeradas e anóxicas complexas (METCALF; EDDY, 2003; MUNCH; LANT; KELLER, 1996).

O fenômeno de NDS pode ser explicado por duas teorias: física ou biológica. O fenômeno físico é justificado pela existência de um gradiente de concentração de oxigênio no interior de flocos ou biofilmes, devido a difusão limitada do oxigênio através da camada de biomassa (MUNCH; LANT; KELLER, 1996). A Figura 3.1 demonstra o perfil do oxigênio dissolvido dentro de um floco. Nas regiões mais externas com altas concentrações de OD ocorrem as reações nitrificantes, e no interior do floco é mais propício para ocorrência da desnitrificação, devido à baixa concentração de OD.

No caso do biofilme, Lim, Lim e Seng (2012) realizaram ensaios cinéticos em batelada com cubos de espuma aclimatados com ou sem biofilme de crescimento aderido externamente que corroboram com o fenômeno físico da NDS. Os valores da constante de velocidade para remoção de nitrogênio amoniacal mostram que há predominância na remoção de nitrogênio amoniacal no biofilme externo dos cubos ($0,026 \pm 0,002 \text{ mg.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$) em relação à biomassa no interior da espuma ($0,0008 \pm 0,0001 \text{ mg.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$).

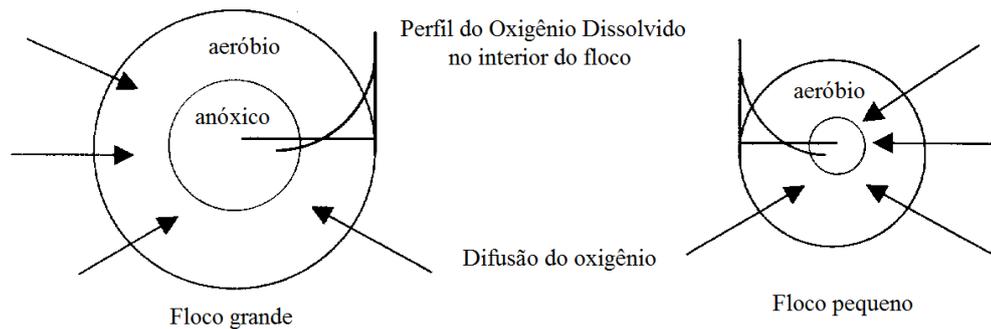


Figura 3.1 - Perfil do oxigênio dissolvido no interior de um floco grande e um floco menor (POCHANA; KELLER, 1999).

Em contrapartida, a explicação biológica para a NDS não segue o conceito tradicional de nitrificação e desnitrificação, porque há relatos da existência de bactérias desnitrificantes aeróbias e de nitrificantes heterotróficas. Além disso, existe uma possibilidade de nitrificação sob condições totalmente anaeróbias (MUNCH; LANT; KELLER, 1996).

Nesse viés, foi encontrado um grupo de bactérias, chamado de *Thiosphaera pantotropia*, que é capaz de realizar tanto a nitrificação heterotrófica como a desnitrificação aeróbia. A combinação desses dois caminhos pode resultar em um acúmulo de nitrito ou nitrato produzido pela nitrificação (ROBERTSON; KUENEN, 1990).

No estudo de Holman e Wareham (2005), é suportada a ideia geral sobre a NDS ser suprimida em altas concentrações de oxigênio, dando abertura para a teoria de que a eficiência nitrogenada na NDS diminui com a minimização da zona anóxica no interior dos flocos. Entretanto, não se exclui a possibilidade de existir uma diversidade de microrganismos utilizadores de nitrogênio, os quais se desenvolvem em ambientes com baixa concentração de oxigênio. Ou seja, a remoção nitrogenada via NDS pode acontecer pela via física ou ambas.

O processo de NDS tem sido estudado em diferentes configurações de reatores, como: lodos ativados, reatores em batelada sequenciais, reator de leito móvel e aeração intermitente, reator de leito móvel e membrana com aeração intermitente, reator de leito fixo com aeração intermitente, entre outros (FUERHACKER et al., 2000; POCHANA & KELLER, 1999;

HOLMAN; WAREHAM, 2005; NOCKO, 2008; YANG; YANG, 2011; MOURA, 2011). Essas configurações têm o objetivo de promover tanto a remoção carbonácea como nitrogenada.

Para Pochana e Keller (1999), os principais fatores que exercem influência na NDS, são: (a) fonte orgânica de carbono, pois o carbono é necessário como fonte de energia para as bactérias; (b) oxigênio dissolvido, o controle do OD é importante para alcançar alto grau de NDS; e (c) tamanho do floco, flocos maiores podem criar zonas anóxicas dentro dos mesmos.

Liu et al. (2010) estudaram condições operacionais de NDS no canal de oxidação em carrossel no tratamento de esgoto doméstico. Em relação à temperatura, os resultados obtidos mostram que para temperaturas inferiores a 11°C a eficiência da nitrificação foi diminuída mesmo com o OD suficiente, a remoção de N-amoniaco reduziu de 80% para em torno de 20%, e com a temperatura acima de 12°C a NDS foi possível, pois com o aumento da temperatura a eficiência da nitrificação aumentou para valores acima de 80% e o OD ótimo do sistema pode ser reduzido para valores menores que 1 mg.L⁻¹, apontado como valor mais próximo de ocorrer desnitrificação no sistema.

Guo et al. (2013) observaram a influência da temperatura em um reator de batelada sequencial sob NDS em concentrações de OD abaixo de 1 mg.L⁻¹. O melhor desempenho obtido foi com a temperatura de 30 ± 2°C. Nessa condição, com tempo de aeração de 6h, relação C/N de 10 e TRC de 10 dias, as eficiências de remoção de nitrogênio total e de NDS foram de 85,5% e 97,7%, respectivamente. O pH ótimo encontrado foi 8 para todas as temperaturas, tanto para nitrificação como desnitrificação.

Em relação à influência do oxigênio, Liu et al. (2010) apontam a necessidade de se encontrar um ponto ótimo de aeração para que NDS ocorra no carrossel; os autores observaram que o aumento na concentração de OD aumentou a eficiência de nitrificação, porém diminuiu a eficiência de desnitrificação. Mas, em um pequeno intervalo de 1 mg.L⁻¹ até 1,2 mg.L⁻¹ de OD, a nitrificação ocorreu de forma incompleta possibilitando a ocorrência da desnitrificação.

Outra estratégia também pode ser adotada para que a NDS ocorra: a intermitência da aeração; em períodos de aeração com altas concentrações de OD pode prevalecer o processo de nitrificação, e nos períodos de não aeração pode predominar a desnitrificação. Além disso, o oxigênio pode desempenhar dois papéis importantes: a remoção da matéria orgânica (em forma de DQO) e a conversão de nitrogênio amoniacal em outros compostos nitrogenados utilizados durante os processos biológicos (HOLMAN; WAREHAM, 2005).

Dentre os fatores importantes para NDS está a fonte orgânica de carbono. A disponibilidade de carbono pode ser um fator limitante, pois é necessária para a desnitrificação heterotrófica. Por isso, a relação C/N tem sido estudada por vários autores (CHIU et al., 2007; LIU et al., 2010; MENG et al., 2008; SANTOS, 2014). Santos (2014) avaliou a NDS e a relação C/N em um reator de leito estruturado e aeração intermitente; as relações C/N testadas foram 9,7, 7,6 e 2,9. O melhor desempenho de conversão nitrogenada foi com a relação C/N de 2,9 e a fonte de carbono escolhida foi a peptona; a eficiência média de remoção nitrogenada foi de 84,6% e uma carga de N-total removida de $0,336 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$. Essa remoção foi acima do esperado devido à limitação da fonte de carbono para desnitrificação heterotrófica. Então, foi comprovada a presença da atividade de bactérias *anammox* por meio de ensaios cinéticos que pode ter complementado à NDS.

Moura (2014) tratou esgoto sanitário utilizando um reator LEAI em escala de bancada, controle de temperatura e razão de recirculação do efluente de 3 vezes. Foi obtida uma remoção média de N-total de 80% para TDHs de 12 e 10 horas. No TDH de 8 horas, houve um decréscimo na eficiência de remoção de nitrogênio total devido à redução de nitrificação no sistema; alterando o período de aeração para 3 horas e 1 hora sem aerar a eficiência média de remoção de N-total aumentou para 79%. A remoção de DQO em todas as fases foi elevada, com eficiências médias iguais ou superiores a 90%.

3.4. Tecnologias aplicadas para tratamento centralizados

Existem muitos sistemas utilizados com tratamento biológico em diferentes configurações, como as lagoas e suas variações, biodiscos, reatores de manta de lodo (UASB), filtros biológicos e lodos ativados (METCALF; EDDY, 2003). Porém, a maioria desses sistemas são destinados apenas à remoção carbonácea e/ou à nitrificação. Com a necessidade da remoção nitrogenada, esses sistemas foram combinados ou adaptados para tal processo.

Os sistemas de lodos ativados são mais mecanizados, produzem mais lodo e consomem mais energia para aeração quando comparados a outros tratamentos, porém são amplamente utilizados por apresentarem alta remoção carbonácea e por necessitarem menor espaço (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2009). Uma de suas variantes é o sistema Bardenpho que apresenta remoção carbonácea e nitrogenada.

O Bardenpho consiste em estágios alternados de zona anóxica e aeróbia, recirculação interna de efluente e recirculação de lodo. A primeira planta em escala real em regiões mais

frias da América do Norte foi baseada em critérios desenvolvidos por Barnard (1974) e na experiência de projetos de plantas similares na África do Sul (BARNARD; STEVENS; LESLIE, 1985).

O mais conhecido é o Bardenpho de 4 estágios, os dois primeiros estágios consistem em uma zona anóxica seguida por uma zona aerada. Nessa zona aerada, há uma recirculação interna de parte do efluente rico em nitrato para a primeira zona anóxica. A segunda parte desse efluente é conduzida para uma segunda câmara anóxica, em que geralmente há adição externa de carbono para melhorar a desnitrificação. No quarto estágio, o oxigênio é reintroduzido para retirar qualquer forma gasosa nitrogenada e aumentar o OD do efluente a ser clarificado. Parte do lodo ativado proveniente do clarificador é recirculado ao início dos estágios (USEPA, 2009).

A remoção nitrogenada no Bardenpho atinge 90%, mas essa configuração requer reatores com um grande volume total (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2009). O Bardenpho de 5 estágios consiste numa adição de um estágio anaeróbio no início do Bardenpho de 4 estágios e tem como objetivo remover o fósforo existente no efluente, o lodo ativado do clarificador é recirculado a essa câmara anaeróbia (USEPA, 2009).

Uma alternativa para a remoção nitrogenada é combinação de sistemas, em que há sequencialmente um reator anaeróbio e outro aeróbio. Em regiões com temperaturas mais elevadas, a utilização de um reator UASB seguido de lodos ativados pode ser uma alternativa vantajosa. Porém, não atinge elevadas remoções nutricionais, pois boa parte da matéria orgânica é removida no reator UASB, limitando assim a desnitrificação ou a remoção de fósforo (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2009).

Dai, Constantinou e Griffiths (2013) estudaram uma solução para obter remoção nitrogenada na planta de tratamento de esgoto Beaudesert. Era um sistema típico de filtro biológico que originalmente não foi projetado para remover nitrogênio, composto pelo decantador primário, filtro biológico e decantador secundário. A desnitrificação foi alcançada através da recirculação do lodo rico em nitrato do decantador secundário para o primário e mantendo a idade do lodo adequada no decantador primário. A remoção de N-total foi de 60% e a concentração efluente de N-amoniacoal foi menor do que 5 mg.L^{-1} . Esse resultado foi considerado inovador, pois representa economia de custos significativa e pôde ser realizado reutilizando infraestrutura já existente ao invés de simplesmente adotar uma abordagem de lodos ativados convencional.

O valo de oxidação é uma das configurações mais utilizadas na China. Os valos de oxidação, o processo anaeróbio-anóxico-aeróbio e os reatores de batelada sequenciais ocuparam 65% do número de plantas de tratamento de águas residuárias e 54% do volume tratado em 2006. No nordeste da China, o valo de oxidação nunca foi aplicado devido à baixa temperatura ambiente. Mas, foi popularmente adaptado no leste e na região central chinesa, devido à menor produção de lodo excedente. Em 2006, o melhor exemplo de remoção nitrogenada total foi o valo de oxidação de dois canais, uma planta em operação desde 1998, com a capacidade de remoção carbonácea, N-amoniacal, N-total e fósforo total de 95%, 90%, 70% e 90%, respectivamente (QIU; SHI; HE, 2010).

Bertanza (1997) estudou a possibilidade de melhorar uma estação de tratamento italiana já existente para otimizar o processo com baixo custo. Na planta de lodos ativados de alta taxa (aeração estendida) foram alcançadas altas remoções nitrogenada (acima de 90%) através da NDS com o controle do OD e medições de potencial redox. A NDS foi alcançada sem alterações de espaço ou tempo de fases aeróbias e anóxicas. Dessa forma, não foi necessário um novo compartimento específico para a desnitrificação, além de reduzir custos operacionais.

3.5. Tecnologias disponíveis para tratamento em comunidades pequenas

Existe uma variedade de tecnologias disponíveis para tratamento de esgoto, aplicadas para pequenos municípios ou grandes centros metropolitanos. Normalmente, o esgoto sanitário gerado pela população é tratado de uma forma centralizada, como em uma estação complexa para tratamento de esgoto (item 3.4).

Outra opção é a adoção de um sistema descentralizado, definido pela coleta, tratamento e disposição ou reuso de águas residuárias de casas individuais, agrupamentos (*clusters*) de casas, comunidades isoladas, indústrias, ou porções da comunidade no local (*on-site*) ou próximo do ponto de geração do resíduo (TCHONOGLOUS, 1995 *apud* CRITES & TCHOBANOGLOUS, 1998). Os sistemas descentralizados podem ser mais simples e com baixo custo de operação quando comparados a sistemas centralizados (MOUSSAVI et al., 2010).

A redução de custos, acarretada pela redução do investimento em redes de coleta de esgoto é umas das principais justificativas para a escolha dessa alternativa. Entretanto, o controle dos processos e os cuidados para minimização do risco sanitário devem ser

considerados. Além disso, a tecnologia utilizada depende das características específicas do local e de outros fatores como condições do solo, qualidade afluenta da água, nível efluente requerido, opções de disposição, disponibilidade da terra, custo, etc. Para remover todos os contaminantes pode ser necessário a combinação de tecnologias para alcançar remoção eficiente (USEPA, 2009).

Os sistemas de *cluster* podem ser mais apropriados para países em desenvolvimento, pois apresentam vantagens como um tratamento menos custoso e ambientalmente responsável, além de permitir maior flexibilidade em planejamento para crescimento futuro. Embora sejam necessários vários critérios como meio ambiente, técnica, saneamento e parâmetros socioculturais para um desenvolvimento sustentável, a maioria dos países em desenvolvimento utilizam o critério econômico no processo de decisão (ENGIN; DEMIR, 2006).

Algumas tecnologias já são utilizadas para esses sistemas descentralizados, como tanques sépticos com telas filtrantes, tanques sépticos seguidos de filtros biológicos, filtros de leito fixo com recirculação e intermitente, sistemas de *wetlands*, entre outros (CRITES & TCHOBANOGLIOUS, 1998). Porém, a maioria dessas tecnologias são mais aplicadas em zonas rurais, áreas afastadas ou como pré-tratamento e se dedicam apenas à remoção da fração carbonácea do esgoto.

Nos Estados Unidos, a maioria dos sistemas para remoção nitrogenada *on-site* ou em *cluster* empregam processos biológicos de nitrificação e desnitrificação. Os mais notáveis são: filtro de areia com recirculação e modificações anóxicas, reatores em bateladas sequenciais, combinação de processos aeróbicos para nitrificação e processos anóxicos ou anaeróbicos para desnitrificação. Sistemas altamente instrumentados foram desenvolvidos recentemente e utilizam separação sólida por membrana seguida de nitrificação e desnitrificação, capazes de remover N-total a concentrações de 3 ou 4 mg.L⁻¹ (USEPA, 2009).

Moussavi *et al.* (2010) avaliaram o desempenho de um tanque séptico pistonado em escala piloto, com 250 L de volume útil, para tratamento de esgoto de um edifício residencial. Os autores investigaram a remoção de SST, DQO e DBO em diferentes TDH (24h, 12h e 6h) e em temperatura ambiente (em média 26°C, 19°C e 21°C). O melhor desempenho foi obtido para TDH de 12 horas e média de 19°C. Nesse caso, a remoção de DBO, DQO e SST foram de 85%, 77% e 86%, respectivamente.

Em sistemas de *wetlands*, a remoção de N-total pode variar entre 40 e 50% dependendo do tipo de *wetland* construída e a carga afluenta. Um sistema de único estágio de

wetlands não consegue alcançar altas remoções de N-total devido a sua inabilidade de promover ambas aeróbia e anaeróbia condições ao mesmo tempo. Uma solução pode ser os sistemas híbridos, a combinação de *wetlands* horizontais e verticais pode alcançar tanto a nitrificação como a desnitrificação (VYMAZAL, 2007).

Um exemplo de sistema híbrido com *wetlands* foi estudado por Travis, Weisbrod e Gross (2012). O sistema foi desenvolvido no deserto de Negev em Israel para tratamento de uma fazenda rica em petróleo, efluente doméstico e de produção de queijo, a temperatura variava entre 5 e 15°C em janeiro, e 19 e 33°C em julho. O sistema consistia em três estágios: (a) série de tanques anaeróbios para separação de sólidos e retirada de espuma de óleo e gás, (b) *wetland* vertical que recebia o efluente anaeróbio e (c) *wetland* vertical de recirculação que tratava o efluente da *wetland* anterior, do efluente doméstico e águas cinzas. Foi obtida uma remoção de fósforo total e nitrogênio total de 60 e 67%, respectivamente. A combinação dessas unidades de tratamento foi um importante fator para efetividade de todo tratamento.

Li (2013) desenvolveu um sistema aerado de um único reator composto por um leito de biofilme (de suporte plástico) seguido de um leito filtrante gravitacional (de antracito) com fluxo descendente. O reator operou em bateladas e os parâmetros ótimos de operação encontrados foram: tempo de aeração de 1 hora, com a concentração de OD variando de 2 mg.L⁻¹ a 3 mg.L⁻¹. As eficiências médias de remoção de DQO, N-NH₄⁺, nitrogênio total foram 90,7%, 81,4%, respectivamente. O desligamento da aeração durante um período para filtração e descarga simultâneas proporcionou a formação de um microambiente adequado para o crescimento de biofilme aderido ao meio suporte. Dessa forma, a remoção de nitrogênio total foi atribuída a NDS que ocorria nas zonas aeróbias e anóxicas do biofilme.

Nas áreas urbanas são necessários sistemas mais compactos devido a menor área disponível e mais eficientes em função das exigências da legislação. Nessa linha, o reator LEAI para realização da NDS, testado em escala de bancada, apresenta-se como uma opção interessante. Esses reatores são mais compactos e apresentam potencial de remoção carbonácea e nitrogenada em um único reator, sendo facilitadores de tal iniciativa.

Portanto, avaliar o comportamento desse reator em uma escala maior é fundamental para ser considerado tecnologia aplicável em situações reais, viabilizando o tratamento de esgoto em nível terciário com custos reduzidos. Pretende-se apresentar uma alternativa sustentável para áreas pequenas afastadas de centros urbanos, como condomínios residências e postos de serviços em rodovias, em função da elevada eficiência associada à simplicidade operacional.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. O Reator

O reator foi construído a partir de módulos de fibra de vidro, de formato cilíndrico, com diâmetro interno de aproximadamente 0,80 m e 2,0 m de altura total. O volume total foi de aproximadamente 0,905 m³. O sistema foi operado em escoamento ascendente e alimentação contínua. A Figura 4.1 representa esquematicamente o sistema.

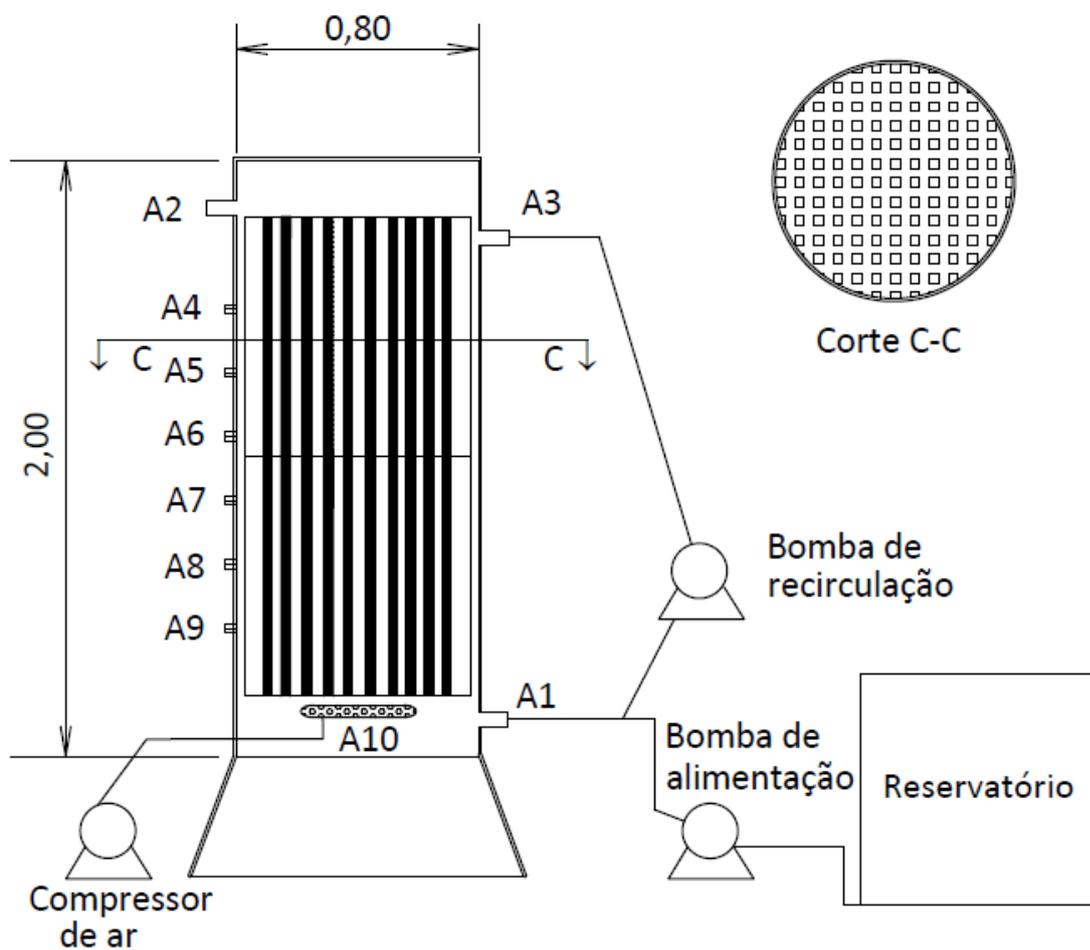


Figura 4.1 - Esquema ilustrativo do sistema.

A entrada de afluente estava localizada na base do reator (representada por A1) e a saída do efluente tratado (A2) situada na zona superior do reator, a 1,80 m da base. A saída para recirculação do efluente localizou-se a 1,65 m da base do reator (A3). A entrada da recirculação do efluente foi a mesma utilizada pela alimentação. As saídas A4, A5, A6, A7, A8 e A9 foram utilizadas para eventuais coletas de amostra. A Tabela 2 sintetiza os parâmetros físicos do reator.

Tabela 2 - Características físicas do reator.

Parâmetro físico	Valor
Altura (sem a borda livre)	1,8 m
Diâmetro	0,8 m
Volume total	0,905 m ³
Volume útil	0,642 m ³
Porosidade	71%

A alimentação e a recirculação foram feitas por meio de duas bombas. A bomba de recirculação e para vazão de alimentação maior foi Hidrotech de 3 cabeçotes, sendo que o cabeçote P1 foi utilizado para recirculação e o cabeçote P2 para alimentação com TDH de 24 horas. A alimentação em vazões menores foi realizada pela bomba dosadora da marca ProMinent de vazão máxima 23 L.h⁻¹.

Para promover a aeração no sistema, utilizou-se um compressor de ar da marca Schulz, modelo BRAVO 6BR/60, ligado a um difusor de ar circular em EPDM de bolhas finas (A10) com 25 cm de diâmetro. Durante a aeração intermitente do sistema, um temporizador foi regulado para períodos de duas horas de aeração e uma hora sem aeração, o mesmo era conectado a uma válvula solenoide, normalmente fechada, que controlava a abertura e o fechamento da aeração. A Figura 4.2 representa o sistema montado e suas bombas.

**Figura 4.2 – O reator e as bombas utilizadas.**

4.2. Material Suporte

Baseado na estrutura de hastes utilizadas por Moura (2011), foram projetadas duas estruturas de aço inox para fixação das hastes do meio suporte com dimensões de 0,8 m e 0,7 m de altura; e 0,65 m de diâmetro cada uma. O meio suporte utilizado foi a espuma de poliuretano com densidade aparente de 23 g.L^{-1} e porosidade de 92%. Foram colocados 175 recortes com base quadrada em cada estrutura de aço. Cada um dos recortes de espuma media 0,03 m de lado, diâmetro equivalente cerca de 0,034 m, e altura de 0,7 m e 0,8 m. A disposição das espumas no interior do reator é representada no corte C-C da Figura 4.1, e as estruturas de aço com as espumas apresentadas na Figura 4.3.



Figura 4.3 - Estruturas de aço com espumas.

Para que as estruturas submergissem foram necessários contrapesos, devido à força de empuxo exercida pela baixa densidade das estruturas. Dessa forma, foram confeccionados tubos cilíndricos de PVC preenchidos com areia e fixados com braçadeiras plásticas na estrutura de aço (Figura 4.4). Foram utilizados 15 tubos com a diâmetro de 0,06 m, sendo 6 tubos com altura de 0,8 m e 9 tubos com altura de 0,5 m. A descrição detalhada dos contrapesos encontra-se na Tabela 3.



Figura 4.4 - Contrapesos feitos de tubos cilíndricos de PVC.

Tabela 3 - Descrição dos tubos cilíndricos.

Altura (m)	Número de tubos	Diâmetro (m)	Volume (m ³)
0,5	9	0,06	0,013
0,8	6	0,06	0,013

4.3. Inóculo

O reator foi inoculado com o lodo biológico proveniente da estação de tratamento de águas residuárias da Fábrica de Motores da Volkswagen, localizada no Município de São Carlos, estado de São Paulo. Esse lodo biológico vem sendo amplamente utilizado como inóculo nos projetos de pesquisa sobre nitrificação realizados no Laboratório de Processos Biológicos (LPB), pois é originado de um sistema de lodos ativados.

O lodo apresentou concentração inicial média de $1,37 \text{ g.L}^{-1}$ de sólidos suspensos totais (SST). Utilizou-se cerca de 150 L de lodo para imobilização nas espumas, estas totalizando um volume de aproximadamente 236,3 L. Então, a concentração adquirida na inoculação foi de $0,87 \text{ kg SST.m}^{-3}$.

Além do lodo, o reator foi preenchido com cerca de 130 L de esgoto sanitário (20% do volume útil) e o restante com água de torneira. A imobilização do lodo foi feita por recirculação em circuito fechado. A aeração foi mantida continuamente para que as bactérias nitrificantes, mais sensíveis no processo de NDS, se desenvolvessem.

4.4. Alimentação

O esgoto sanitário, predominantemente doméstico, foi captado da rede coletora de esgoto municipal próxima ao local de instalação do reator, na área 2 do Campus USP de São Carlos – SP, próximo ao Laboratório de Processos Biológicos (LPB). A origem deste esgoto é predominantemente doméstica pois o esgoto captado é proveniente dos bairros residenciais próximos à instalação. Na captação do esgoto havia um gradeamento do tipo cesto para reter resíduos maiores, como plásticos e tecidos. O esgoto foi recalcado a um reservatório (Figura 4.5) em que parte das partículas sólidas sedimentavam no fundo do mesmo. Após o reservatório, havia a sua distribuição para alimentação do reator.



Figura 4.5 - Reservatório para armazenamento de esgoto.

A alimentação foi monitorada durante a operação do sistema, sua caracterização durante todo período está descrita na Tabela 4 com os valores médios de seus parâmetros.

Tabela 4 - Valores médios obtidos para alimentação durante todo período experimental.

Parâmetros	Valor
DQO (mg.L ⁻¹)	411 ± 102
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	180,5 ± 22,1
pH	6,9 ± 0,2
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	25,8 ± 6,1
NTK (mg.L ⁻¹)	35,8 ± 9,7
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,3 ± 1,0
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	474 ± 72*

*Apenas da Etapa 6.

4.5. Procedimento Experimental

Após a montagem do reator, a inoculação e fase de adaptação ocorreram concomitantemente. Para que os microrganismos se aderissem às espumas, foi adotada a recirculação em circuito fechado. Até o 8º dia de operação, foram adicionados diariamente 80 L de esgoto e descartados 80 L do meio líquido do reator para o desenvolvimento de sua biomassa. Após esse período, essa troca de 80 L foi realizada a cada 7 ou 8 dias com adição de bicarbonato de sódio para manter a alcalinidade no sistema. A aeração foi mantida contínua para que os microrganismos nitrificantes se desenvolvessem.

No 49º dia de operação, o sistema começou a ser alimentado continuamente, com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 48 horas, vazão teórica de alimentação de $13,4 \text{ L.h}^{-1}$, vazão de recirculação de 210 L.h^{-1} e aeração contínua. Essa etapa 1 durou apenas 9 dias, pois foi verificada uma remoção de DQO acima de 75%, concentrações efluentes de N-NH_4^+ menores do que $3,2 \text{ mg.L}^{-1}$.

Na etapa 2, a vazão teórica foi aumentada para $26,8 \text{ L.h}^{-1}$ a fim de manter o TDH em 24 horas. A vazão de recirculação não foi modificada, a aeração foi mantida constante e esse período teve duração de 14 dias. Devido ao decaimento da remoção de DQO e ao crescente aumento residual de N-NH_4^+ , foi necessária a readaptação do reator à nitrificação durante 3 dias a alimentação contínua foi suspensa, manteve-se apenas a recirculação e a aeração.

Nas etapas 3, 4 e 5, as condições de aeração e recirculação foram mantidas iguais à anterior. A etapa 3 teve duração de 28 dias e se optou por manter o TDH de 48 horas para estabilizar o sistema. Durante os 36 dias da etapa 4, adotou-se um TDH de 36 horas, com uma vazão teórica de $17,8 \text{ L.h}^{-1}$, a fim de obter uma mudança gradual na vazão de alimentação devido ao aumento da carga orgânica.

A etapa 5 permaneceu durante 32 dias com uma vazão teórica de $26,8 \text{ L.h}^{-1}$, correspondente a um TDH de 24 horas; a aeração foi mantida contínua para verificar a possibilidade de desnitrificação através do biofilme do meio suporte. Entre os dias 169 e 190, o reator foi mantido em operação, porém não foram realizadas análises devido ao período de recesso de final de ano.

Na etapa 6, foi realizada a aeração intermitente com um período de aeração de duas horas e um período de não aeração de uma hora. Essas condições operacionais foram definidas por Moura, Damianovic e Foresti (2012) para manutenção de NDS em um reator LEAI. Nesta etapa, o TDH mantido foi de 48 horas.

Durante a operação do reator, em muitos momentos operacionais ocorreram problemas com o compressor de ar. Por motivos técnicos e mecânicos, o compressor superaquecia e desligava sua aeração. Dessa forma, houve uma limitação de ar, pois para maior produção de ar comprimido era necessário que o compressor exercesse sua capacidade máxima, acarretando na sua sobrecarga. Então, não foi possível estar sempre na faixa concentração de OD ideal para nitrificação, de 2,0 a 3,5 mg.L⁻¹, valor proposto em Nocko (2008).

O fornecimento de alcalinidade na forma de bicarbonato de sódio (NaHCO₃) foi realizado sempre que a alcalinidade parcial apresentou valores próximos de zero. Amostras do afluente e do efluente foram coletadas três ou quatro vezes por semana para análises. Foram analisadas as concentrações de NTK, N-amoniacal, N-nitrito, N-nitrato e DQO em cada fase de operação. Com esses dados obtidos foi possível avaliar as variações destes parâmetros, e encontrar a eficiência de remoção carbonácea e nitrogenada da etapa operacional em questão.

Na Tabela 5 são apresentados resumidamente os parâmetros operacionais adotados em cada etapa experimental. Ao longo do período de operação não foi necessário efetuar o descarte de lodo do reator.

Tabela 5 – Parâmetros operacionais adotados em cada etapa experimental.

Etapa	TDH teórico (h)	Vazão teórica (L.h ⁻¹)	Aeração	Razão de recirculação teórica	Duração (dias)
1	48	13,4	Contínua	15,7	9
2	24	26,8	Contínua	7,8	14
3	48	13,4	Contínua	15,7	28
4	36	17,8	Contínua	11,8	36
5	24	26,8	Contínua	7,8	32
6	48	13,4	Intermitente	15,7	46

Na Figura é apresentado o fluxograma experimental do trabalho com a descrição resumida das etapas experimentais.

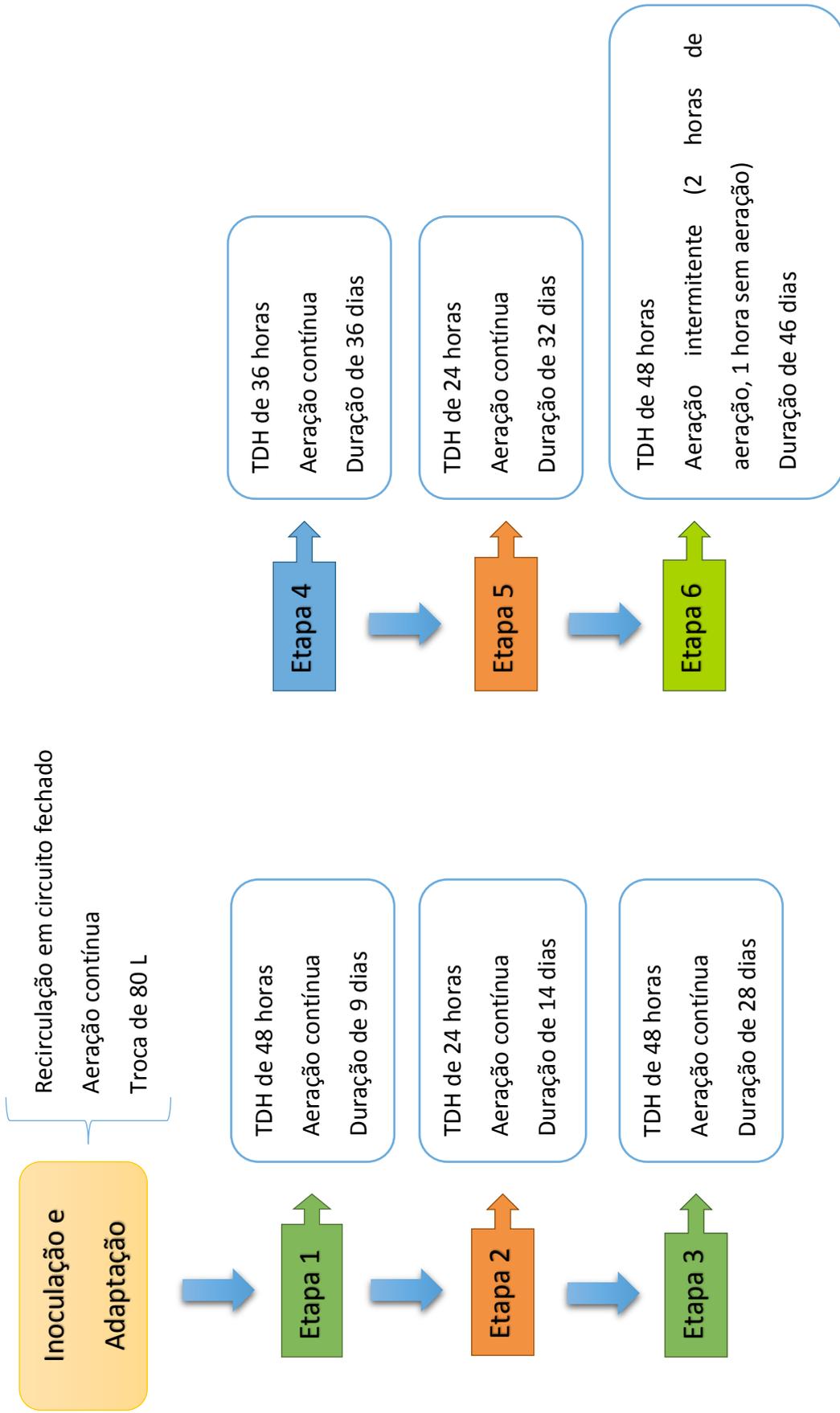


Figura 4.6 – Fluxograma do trabalho com a descrição resumida das etapas experimentais.

4.6. Análises Físico-Químicas

As variáveis analisadas durante o experimento estão apresentadas na Tabela 6, tanto para amostras afluentes como amostras efluentes do reator. O OD no meio líquido do reator foi monitorado com um sensor da marca Thermo Electron Orion 810A+.

As análises realizadas de acordo com os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005) foram: pH (4500-H+ B), DQO (5220), nitrogênio total (4500-Norg C), nitrogênio amoniacal (4500-NH3 C) e série de sólidos (2540 D, 2540 G e 2540 E).

Tabela 6 - Variáveis analisadas na pesquisa.

Váriável	Metodologia
pH	Potenciométrico (APHA, 2005)
Alcalinidade	Titulométrico (Dilallo e Albertson, 1961 modificado por Ripley et al., 1986)
Nitrogênio Total	Kjeldahl (APHA, 2005)
Nitrogênio Amoniacal	Método do Fenato (FIA) e Cromatografia Iônica (LPB-EESC/USP)
Nitrato	Cromatografia Iônica (LPB-EESC/USP)
Nitrito	Cromatografia Iônica (LPB-EESC/USP)
DQO	Colorimétrico (APHA, 2005)
Sólidos	Gravimétrico (APHA, 2005)

As análises de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal foram realizadas em um cromatógrafo de íons Dionex (modelo ICS 5000®), equipado com detector de condutividade e duas colunas diferentes (colunas IonPac® AG23 Anion-Exchange Column e IonPac® CG12A Cation-Exchange Column). Foi operado à temperatura de 30°C e com o fluxo de 1,0 mL.min⁻¹. As fases móveis utilizadas foram:

- Para determinação de ânions: solução de carbonato de cálcio e bicarbonato de cálcio (4,5 e 0,8 mM).
- Para determinação de cátions: solução de ácido sulfúrico concentrado (40 mM).

Durante as Etapas 1, 2, 3 e 4 foram utilizados dois métodos para detecção do nitrogênio amoniacal, os resultados obtidos foram comparados aos resultados de NTK das

mesmas amostras. Dessa forma, foram aproveitados os dados que melhor satisfiziam esses parâmetros. Já nas Etapas 5 e 6 foi utilizado apenas o método da cromatografia iônica.

4.7. Avaliação das eficiências do sistema

A partir dos resultados obtidos dos parâmetros analisados, como NTK, N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- , foram realizados cálculos para facilitar as interpretações. As eficiências de oxidação de N-amoniacal (nitrificação) e de remoção de N-total são dadas pela equação 7 e 8, respectivamente.

$$Ef. Oxi. N - amoniacal (\%) = \frac{([NTK]_{af} - [NTK]_{ef})}{[NTK]_{af}} \times 100 \quad (\text{Eq. 7})$$

Sendo,

Ef. Oxi. N-amoniacal (%) = eficiência de oxidação de N-amoniacal (%);

$[NTK]_{af}$ = concentração afluyente de NTK (mg.L^{-1});

$[NTK]_{ef}$ = concentração efluente de NTK (mg.L^{-1}).

$$Ef. Rem. N (\%) = \frac{([NTK] + [N - \text{NO}_2^-] + [N - \text{NO}_3^-])_{af} - ([NTK] + [N - \text{NO}_2^-] + [N - \text{NO}_3^-])_{ef}}{([NTK] + [N - \text{NO}_3^-] + [N - \text{NO}_2^-])_{af}} \times 100 \quad (\text{Eq. 8})$$

Sendo,

Ef. Rem. N (%) = eficiência de remoção de N-total (%);

$([NTK] + [N - \text{NO}_2^-] + [N - \text{NO}_3^-])_{af}$ = soma da concentração de NTK, N-NO_2^- e N-NO_3^- afluyente (mg.L^{-1});

$([NTK] + [N - \text{NO}_2^-] + [N - \text{NO}_3^-])_{ef}$ = soma da concentração de NTK, N-NO_2^- e N-NO_3^- efluente (mg.L^{-1}).

A eficiência de desnitrificação foi calculada através da equação 9, esta depende das concentrações de N-NO_2^- e N-NO_3^- efluentes, da concentração de NTK afluyente e da eficiência de oxidação de N-amoniacal.

$$Ef. Desnitrificação = \left(1 - \frac{([N - \text{NO}_2^-] + [N - \text{NO}_3^-])_{ef}}{([NTK]_{af} \times Ef. Oxi. N - amoniacal)} \right) \quad (\text{Eq. 9})$$

Sendo,

$([N - \text{NO}_2^-] + [N - \text{NO}_3^-])_{ef}$ = soma das concentrações efluente de N-NO_2^- e N-NO_3^- (mg.L^{-1}).

Com o intuito de aprimorar a comparação entre as diferentes variáveis avaliadas nessa pesquisa, foram realizados cálculos de cargas aplicadas e removidas desse sistema para DQO, nitrogênio e oxigênio, estabelecidos pelas equações 10, 11, 12 e 13.

$$CO_{aplicada} = \frac{[DQO]_{af} \times Q_a \times 2,4}{V_{\text{útil}} \times 100} \quad (\text{Eq. 10})$$

$$CN_{aplicada} = \frac{[NTK]_{af} \times Q_a \times 2,4}{V_{\text{útil}} \times 100} \quad (\text{Eq. 11})$$

$$CN_{NTK \text{ oxidado}} = \frac{([NTK]_{af} - [NTK]_{ef}) \times Q_a \times 2,4}{V_{\text{útil}} \times 100} \quad (\text{Eq. 12})$$

$$CN_{removido} = CN_{NTK \text{ oxidado}} \times Ef. \text{ Desnitritificação} \quad (\text{Eq. 13})$$

Sendo,

$CO_{aplicada}$ = carga orgânica aplicada ($\text{kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$)

$CN_{aplicada}$ = carga nitrogenada aplicada ($\text{kgN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$)

$CN_{NTK \text{ oxidado}}$ = carga de NTK oxidado ($\text{kgN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$)

$CN_{removido}$ = carga de N-total convertida a N_2 ($\text{kgN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$)

Q_a = vazão de alimentação ($\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$)

$V_{\text{útil}}$ = volume útil do reator (L)

4.8. Análises Microbiológicas

Além das análises físico-químicas do sistema, realizou-se análises microbiológicas de amostras de biofilme retiradas ao final do período operacional. Essas amostras foram analisadas por dois métodos: (i) microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência e (ii) microscopia eletrônica de varredura.

4.8.1. Microscopia óptica

Os exames de microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência foram feitos em microscópio Olympus BX60, acoplado à câmera com captura de imagem e software Image-Pro Plus 4.5. As lâminas foram preparadas com uma fina camada de ágar 2% solidificado, com o intuito de diminuir o movimento das células. Então, uma gota das amostras foi aplicada às lâminas e coberta com lamínulas de vidro.

A microscopia foi realizada apenas no final da operação, foram retiradas amostras tanto do material contido na espuma como do meio líquido do reator.

4.8.2. Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

Para a MEV foi necessário um tratamento do biofilme para ser observado ao microscópio. Baseada na metodologia desenvolvida por Araújo (1995), foram realizadas a fixação, desidratação e secagem das amostras.

Coletaram-se amostras de biofilme no final do período experimental para averiguar as características do biofilme na espuma. As amostras foram retiradas de uma haste de espuma de 0,8 m da parte superior do reator, sendo que foram cortadas amostras de 3 diferentes pontos da mesma – da base, meia altura e topo. Essas amostras eram cubos de aproximadamente 1 cm em que continham uma face com biofilme aderido. Os cubos de espuma foram colocados em tubos Falcon com solução de glutaraldeído 2,5% em tampão fosfato 0,1M (pH = 7,3) por um período de 4 horas de refrigeração.

Em seguida, as amostras foram submetidas a três lavagens com tampão fosfato (0,1M e pH 7,8). Cada uma destas lavagens teve duração de 10 minutos, no intervalo entre as lavagens as amostras foram agitadas, com o objetivo de garantir a homogeneização e a retirada do glutaraldeído excedente.

Logo após, as amostras foram desidratadas em soluções de etanol de diversas concentrações (50%, 70%, 80%, 90%, 95% e 100%); permanecendo em cada uma delas por 10 minutos. Após a desidratação, as amostras foram colocadas em estufa (temperatura de 60°C) para a secagem do material. Após a secagem, os cubos foram cortados ao meio e separados em: a) amostras com a parte mais superficial – com a face que ficava voltada para o meio líquido e com maior aderência de biofilme – e b) amostras com a região mais interna da espuma. Cada uma das amostras foi fixada em suportes de alumínio, com o auxílio de fita de carbono e encaminhadas ao processo de cobertura com carbono. Utilizou-se o microscópio eletrônico de varredura Zeiss Sigma FE-SEM.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante as etapas deste trabalho foram monitoradas as vazões de alimentação a fim de verificar o TDH real no sistema. Por meio dos resultados da Tabela 7 foi possível identificar possíveis alterações advindas da variação da vazão da bomba.

Tabela 7 - Vazão e TDH médios em cada etapa experimental.

Etapa	TDH médio (h)	Vazão média (L.h ⁻¹)	Aeração	Razão de recirculação	Duração (dias)
1	47,8 ± 0,9	13,4 ± 0,3	Contínua	14,9	9
2	25,2 ± 1,0	25,6 ± 1,0	Contínua	7,8	14
3	48,7 ± 2,6	13,2 ± 0,7	Contínua	15,1	28
4	35,5 ± 2,5	18,2 ± 1,3	Contínua	11	36
5	23,8 ± 2,3	27,2 ± 2,5	Contínua	7,3	32
6	47,7 ± 4,2	13,6 ± 1,2	Intermitente	14,7	46

Como pode ser observado nos dados da Tabela 7, não houve variação significativa na vazão em cada etapa estudada, os desvios padrões médios dos TDH e vazão médios foram inferiores a 10% dos seus valores, indicando que o sistema não apresentou variações em sua eficiência devido a possíveis alterações significativas na vazão afluyente em cada etapa.

5.1. Fase de adaptação

A fase de adaptação ocorreu de forma simultânea à inoculação no período de 49 dias. O sistema estava em recirculação em circuito fechado para adesão da biomassa ao meio suporte, e ao mesmo tempo, o sistema foi adaptado por meio de reposição de substrato e adição de alcalinidade quando necessária. Até o 8º dia de operação, eram diariamente retirados aproximadamente 80 L do meio líquido e repostos por esgoto. A partir desse momento, a alimentação esteve associada ao decaimento da alcalinidade, este associado à ocorrência de nitrificação. No momento em que a alcalinidade alcançava uma redução estacionária, uma nova reposição era efetuada. As setas apresentadas na Figura 5.1, indicam as reposições descontínuas do meio líquido a partir do 8º dia.

A Figura 5.1 ilustra o comportamento da alcalinidade e da DQO durante a fase de adaptação do sistema: a linha tracejada delimita até o 8º dia de operação, em que a

alimentação era efetuada, de forma descontínua, todos os dias; as setas representam quando as reposições foram feitas a partir da redução da alcalinidade.

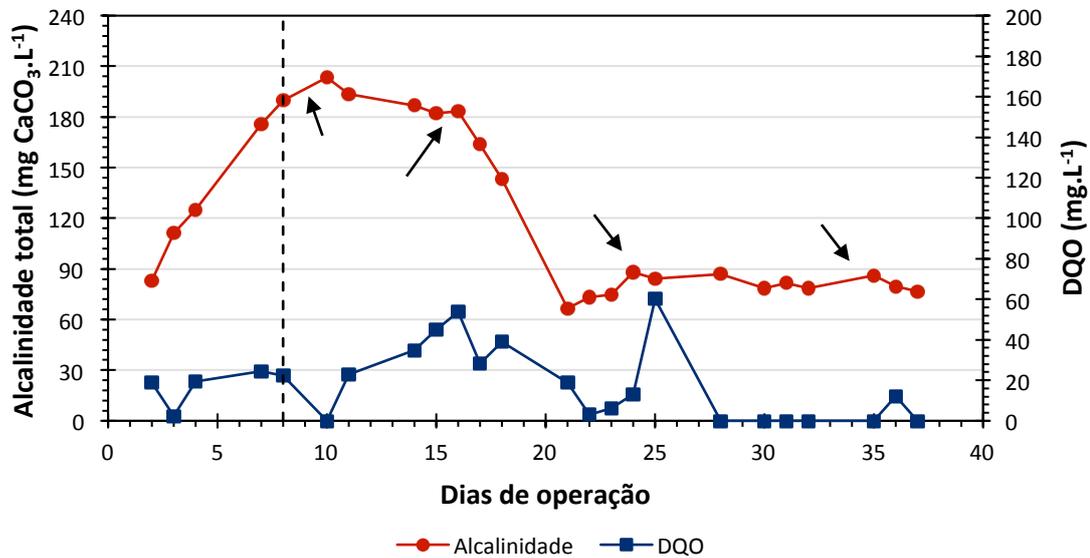


Figura 5.1 - Variação da alcalinidade total e da DQO na fase de adaptação do reator.

É possível observar o consumo da alcalinidade a partir do 20º dia de operação, indicando uma possível nitrificação do sistema. A DQO do efluente nesse período, de alimentação descontínua, se estabilizou gradativamente. A concentração efluente de DQO aumentava logo após a alimentação, porém diminuía nos dias seguintes. A partir do 30º dia, considerou-se que os processos de remoção de matéria orgânica e nitrificação foram estabelecidos no reator.

5.2. Remoção de nitrogênio

Com a biomassa adaptada aos processos de remoção de matéria orgânica e nitrificação, iniciou-se a alimentação contínua no reator com um TDH de 48 horas e aeração contínua. O grau de mistura no sistema, associado à vazão de recirculação não foi um fator limitante para nenhuma das etapas, pois foi sempre acima de 7 vezes a vazão de alimentação. Moura (2014) realizou ensaios hidrodinâmicos com um reator LEAI, configuração semelhante ao deste estudo. Esses ensaios indicaram que uma razão de recirculação igual a 3 já é suficiente para garantir que o sistema se aproxime a dois reatores em série, ou seja, o meio líquido do reator tende a uma mistura uniforme de acordo com o modelo ideal de mistura completa (*Continuous Stirred Tank Reactor – CSTR*).

A Figura 5.2 mostra a variação de NTK afluente, efluente e a eficiência de oxidação de NTK, pela produção de formas oxidadas de nitrogênio, ao longo do período experimental. Não foram realizadas análises entre o 169º dia e 190º dia devido ao recesso de final de ano, mas o sistema foi mantido em operação.

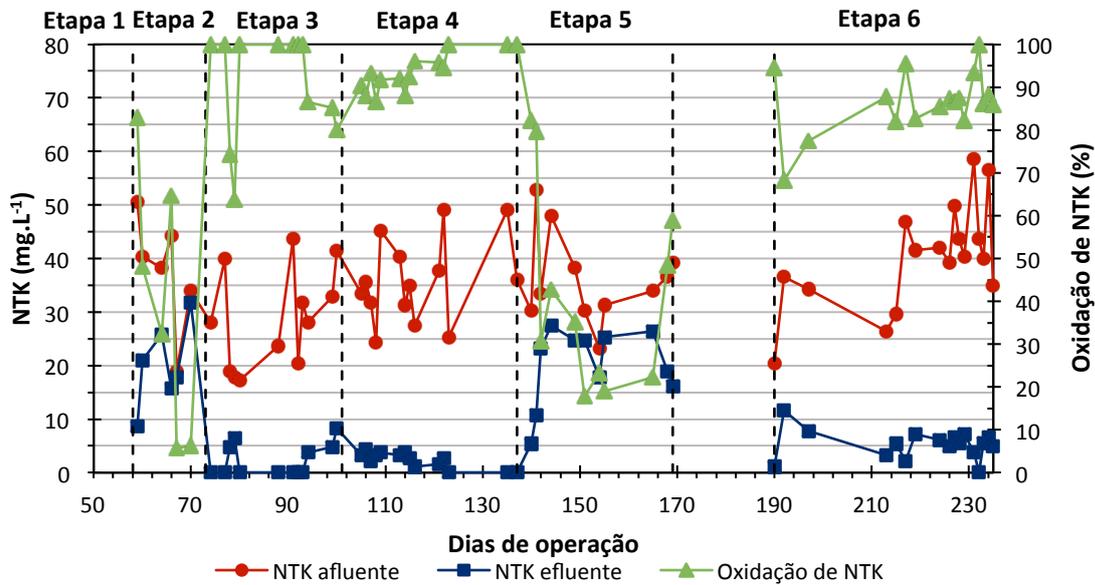


Figura 5.2 - Variação de NTK afluente, efluente e a eficiência de oxidação de NTK ao longo do período experimental. Durante a etapa 1 não foi possível quantificar as concentrações de NTK.

Observando a Figura 5.2, é possível verificar que as melhores eficiências de oxidação de NTK foram durante a etapa 3, 4 e 6, em que os TDH eram 48, 36 e 48 h, respectivamente. Nessas etapas, o OD disponível no sistema apresentava-se na faixa de 2,0 a 3,5 mg.L⁻¹ indicada para nitrificação e as eficiências de oxidação médias nas etapas 3, 4 e 6 foram $96 \pm 7,1\%$, $93,4 \pm 4,4\%$ e $86,5 \pm 7,1\%$, respectivamente. Nas etapas 2 e 5, que apresentaram TDH de 24 h, a eficiência de oxidação foi diminuindo progressivamente, com respectivas médias de eficiência de oxidação de $40 \pm 28,5\%$ e $41,8 \pm 22,1\%$ e mínimas de 5,7% e 17,9%.

A etapa 1 ilustrada pela Figura 5.3, com TDH de 48 h e alimentação e aeração contínuas, após 9 dias de operação o sistema alcançou concentrações efluentes de N-NH_4^+ menores do que 4,9 mg.L⁻¹, concentração efluente de N-NO_3^- de 6,5 mg.L⁻¹ e eficiência de remoção de DQO acima de 75%. A temperatura apresentou média de $19 \pm 1^\circ\text{C}$.

Santos (2014) após 9 dias de operação obteve eficiência de oxidação de N-NH_4^+ de 50% em reator LEAI em escala de bancada, temperatura controlada em aproximadamente 30 °C e com TDH de cerca de 22 h, tratando esgoto sintético. Moura (2014), iniciou a fase de

adaptação do reator LEAI em escala de bancada com TDH de 12 h, temperatura em aproximadamente 30 °C e alcançou eficiência de oxidação de NTK de 74% após 13 dias de operação utilizando esgoto sanitário. Os resultados da presente pesquisa indicaram que a unidade piloto, mesmo operada em temperatura ambiente, próxima de $19 \pm 1^\circ\text{C}$, alcançou em 9 dias, com TDH de 48 h, a eficiência de remoção de N-amoniacal de 83,6%.

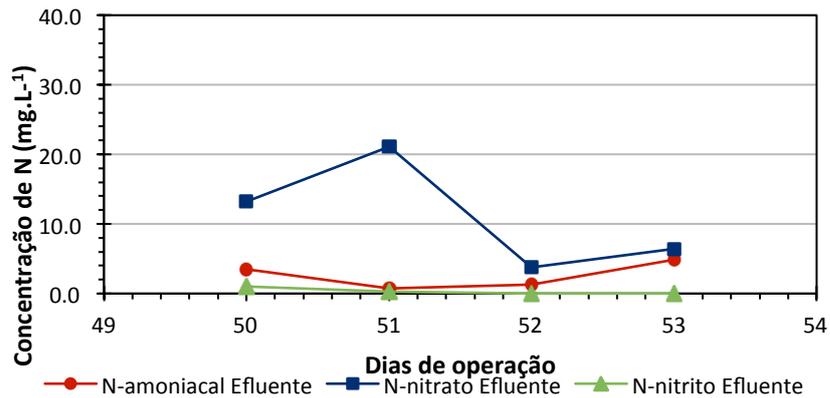


Figura 5.3 – Variação de concentrações efluente de N-NH_4^+ (●), N-NO_3^- (■) e N-NO_2^- (▲) durante etapa 1.

A Figura 5.4 apresenta a variação das concentrações afluente e efluente de N-total, bem como sua eficiência de remoção durante as etapas realizadas.

Durante a etapa 2, observou-se diminuição na eficiência da nitrificação (Figura 5.2), e consequente diminuição da eficiência de remoção de N-total (Figura 5.4). A Tabela 8 expõe as concentrações médias afluente e efluente dos compostos nitrogenados avaliados durante essa etapa, cuja eficiência média de remoção de N-total foi de $35,4 \pm 23,8\%$.

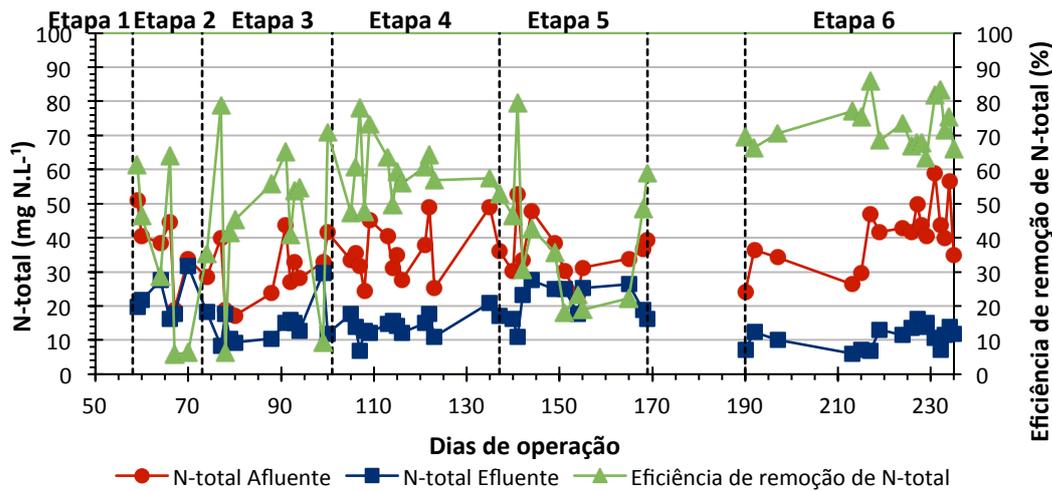


Figura 5.4 - Variação das concentrações afluente, efluente e a eficiência de remoção de N-total durante todo o período experimental.

Tabela 8 - Concentrações médias afluente e efluente de NTK, $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, $N-NO_2^-$, N-total e eficiência média de remoção de N-total na etapa 2.

Variáveis	Afluente ($mg.L^{-1}$)	Efluente ($mg.L^{-1}$)
NTK	$37,7 \pm 9,9$	$20,1 \pm 7,4$
$N-NH_4^+$	$26,7 \pm 5,5$	$14,3 \pm 5,0$
$N-NO_3^-$	$0,2 \pm 0,2$	$2,3 \pm 4,0$
$N-NO_2^-$	0	0
N-total	$37,9 \pm 10,0$	$22,4 \pm 5,5$
Eficiência média de remoção de N-total (%)		$35,4 \pm 23,8$

A eficiência de oxidação de NTK na etapa 2 foi de $40,0 \pm 28,5\%$. A redução na oxidação de N-amoniaco possivelmente esteve associada ao aumento da carga orgânica aplicada, em média de $0,204 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ para $0,459 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$. Hem, Rusten e Odegaard (1994) constataram que o aumento da carga orgânica de $1 - 2 \text{ g DBO}_7 \text{ total.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ para $2 - 3 \text{ g DBO}_7 \text{ total.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ diminuiu a taxa de nitrificação de $0,7 - 1,2 \text{ g NO}_x\text{-N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ para $0,3 - 0,8 \text{ g NO}_x\text{-N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Devido ao aumento da carga orgânica, há o crescimento das bactérias heterotróficas, competidoras por OD, que pode reduzir a densidade da população nitrificante, e conseqüentemente, reduzindo a nitrificação.

Dessa forma, o aumento da carga aplicada pode ter ocasionado a redução da nitrificação, pois entre a população heterotrófica aeróbia e a população nitrificante há uma competição pelo OD disponível no meio para o crescimento populacional. A nitrificação não foi estabelecida satisfatoriamente, pois as bactérias heterotróficas apresentam crescimento

mais rápido que as bactérias nitrificantes, as últimas ainda em fase de desenvolvimento no reator, quando também foram submetidas à maior carga de N-amoniacal.

Na Figura 5.5 é possível observar o acúmulo de NTK efluente durante o período em questão, associado à diminuição da eficiência de remoção nitrogenada pela redução da nitrificação no sistema. Os outros compostos nitrogenados (N-NO_3^- e N-NO_2^-) não apresentaram concentrações significativas no sistema, mostrando que a desnitrificação não foi um limitante para que a remoção nitrogenada acontecesse nesse período.

Outros fatores limitantes para que a nitrificação ocorresse foram a variação expressiva na concentração de OD de $2,8 \pm 1,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e a temperatura de $22,2 \pm 1,2^\circ\text{C}$. Esses fatores serão explorados no item 5.5 deste capítulo.

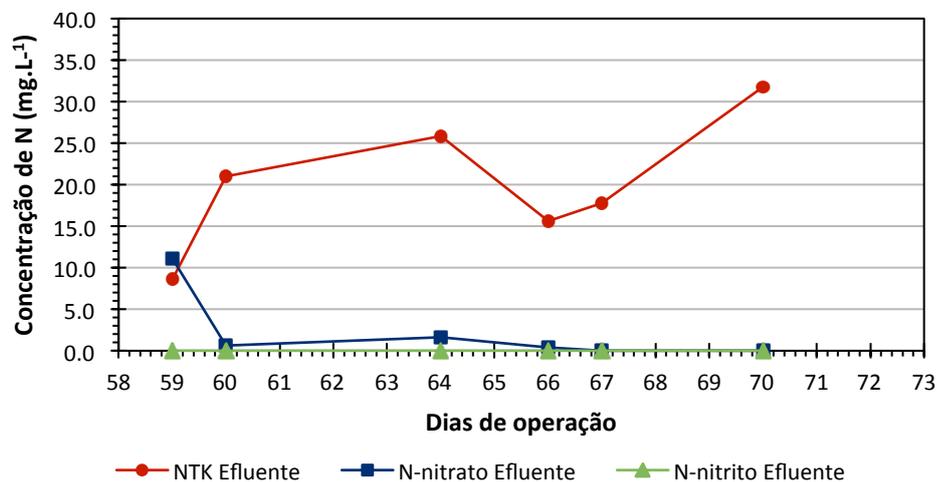


Figura 5.5 - Variação de concentrações efluente de N-NTK (●), N-NO_3^- (■) e N-NO_2^- (▲) durante etapa 2.

Para o restabelecimento da nitrificação, o TDH foi aumentado para 48 h (etapa 3). A Tabela 9 apresenta os resultados obtidos nessa etapa. A nitrificação se estabeleceu adequadamente, com uma eficiência de oxidação de NTK de $90,8 \pm 12,1\%$. Houve aumento na eficiência média de remoção de N-total, de $35,4 \pm 23,8\%$ para $46,5 \pm 21,2\%$.

Tabela 9 - Concentrações médias afluente e efluente de NTK, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, N-total e eficiência média de remoção de N-total na etapa 3.

Variáveis	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)
NTK	28,6 ± 9,0	2,4 ± 3,0
N-NH ₄ ⁺	26,4 ± 8,4	1,8 ± 1,8
N-NO ₃ ⁻	0,7 ± 1,8	12,0 ± 6,0
N-NO ₂ ⁻	0	0,3 ± 0,6
N-total	29,3 ± 8,7	14,6 ± 5,5
Eficiência média de remoção de N-total (%)		46,5 ± 21,2

Entretanto, é possível observar na Figura 5.6 que houve um acúmulo de N-nitrato na maior parte da etapa, apontando que a desnitrificação não foi suficiente para que o NDS ocorresse satisfatoriamente. A eficiência média de desnitrificação foi de 49,2 ± 24,6%. Nesse caso, o OD (em média 3,0 ± 0,8 mg.L⁻¹) foi encontrado como uma restrição para o desempenho da desnitrificação, pois a concentração de OD acima de 1 mg.L⁻¹ pode inibir a atividade das bactérias desnitrificantes (SURAMPALLI et al., 1997).

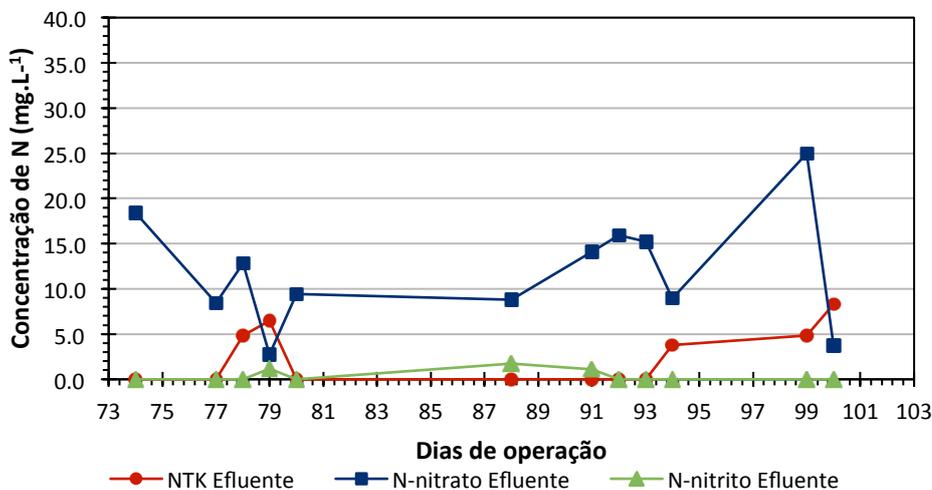


Figura 5.6 - Variação de concentrações efluente de N-NTK (●), N-NO₃⁻ (■) e N-NO₂⁻ (▲) durante etapa 3.

Na Tabela 10 e na Figura 5.7 são apresentados os resultados obtidos durante a etapa 4. Observou-se que a estabilidade de remoção nessa etapa foi maior do que na etapa 3 (eficiência de 59,1 ± 8,6%), devido possivelmente à disponibilidade de doadores de elétrons (matéria orgânica) causada pelo menor TDH (36 h) e pela concentração de OD, que esteve na

concentração média de $2,5 \pm 0,3 \text{ mg.L}^{-1}$; valor dentro da faixa de 2,0 a $3,5 \text{ mg.L}^{-1}$ observado em Nocko (2008), ideal para nitrificação.

Tabela 10 - Concentrações médias afluente e efluente de NTK, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N-NO_2^- , N-total e eficiência média de remoção de N-total na etapa 4.

Variáveis	Afluente (mg.L^{-1})	Efluente (mg.L^{-1})
NTK	$35,8 \pm 7,7$	$2,3 \pm 1,4$
N-NH_4^+	$24,1 \pm 6,5$	$0,8 \pm 0,5$
N-NO_3^-	0	$12,0 \pm 3,9$
N-NO_2^-	0	$0,2 \pm 0,4$
N-total	$35,8 \pm 7,7$	$14,4 \pm 3,3$
Eficiência média de remoção de N-total (%)		$59,1 \pm 8,6$

A eficiência de oxidação de NTK foi de $93,4 \pm 4,4\%$, mostrando que houve o desenvolvimento da biomassa nitrificante e a nitrificação não foi prejudicada pelo aumento da carga orgânica. Apesar da eficiência média de desnitrificação ter aumentado para $63,3 \pm 9,4\%$, houve acúmulo de N-nitrato no sistema (Figura 5.7).

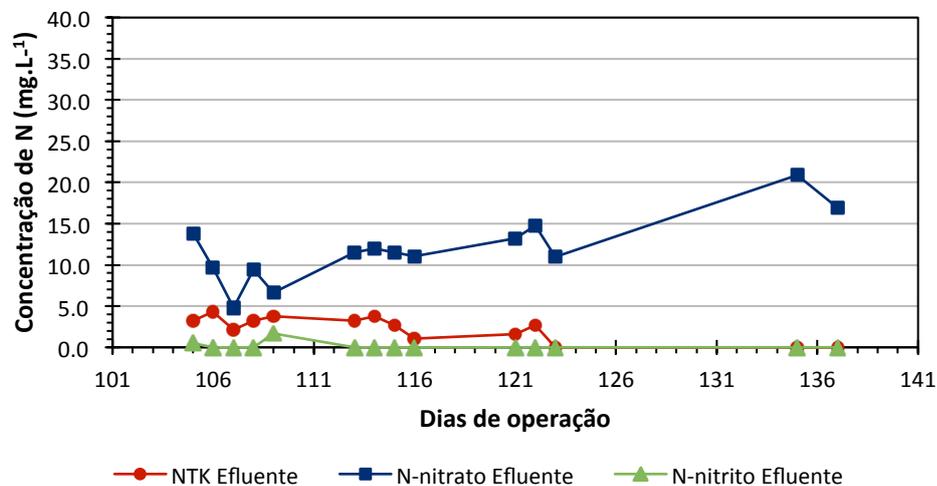


Figura 5.7 - Variação de concentrações efluente de N-NTK (●), N-NO_3^- (■) e N-NO_2^- (▲) durante etapa 4.

Na etapa 5 a carga orgânica foi novamente aumentada (TDH de 24 h), com o propósito de verificar se a NDS se consolidava no sistema, pois na condição anterior a nitrificação foi adequada, porém o mesmo não ocorreu com a desnitrificação. Os resultados obtidos estão descritos na Tabela 11.

Tabela 11 - Concentrações médias afluente e efluente de NTK, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, N-total e eficiência média de remoção de N-total na etapa 5.

Variáveis	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)
NTK	36,1 ± 8,0	20,1 ± 6,7
N-NH ₄ ⁺	24,3 ± 5,9	15,1 ± 5,2
N-NO ₃ ⁻	0,0 ± 0,1	0,9 ± 2,8
N-NO ₂ ⁻	0	0,1 ± 0,3
N-total	36,1 ± 8,0	21,1 ± 5,1
Eficiência média de remoção de N-total (%)		38,6 ± 18,2

O aumento da carga afluente não foi absorvido pelo sistema, levando à nitrificação insatisfatória assim como a etapa 2. Essa hipótese foi levantada devido às reduções da eficiência de oxidação de NTK (média de 41,8 ± 22,1%) e da eficiência de remoção de N-total (média de 38,6 ± 18,2%). Houve concentração residual de NTK (média de 20,1 ± 6,7%) que pode ser observado através da Figura 5.8.

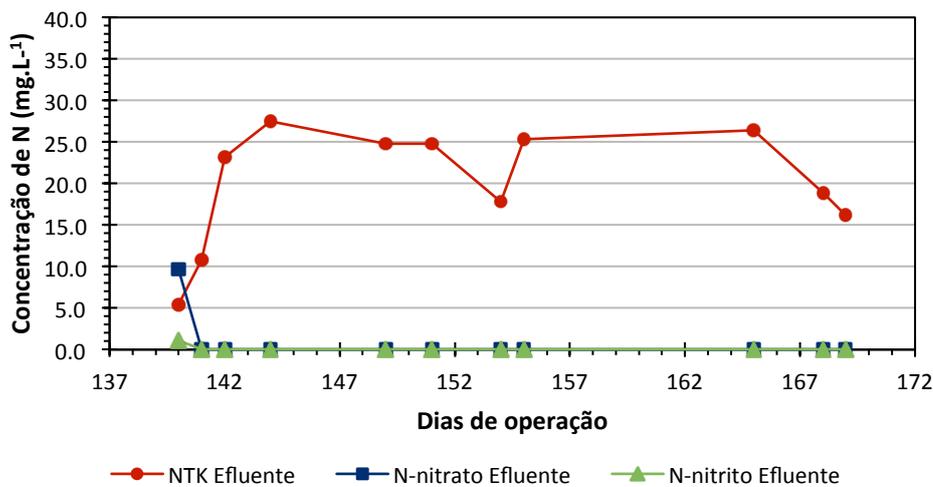


Figura 5.8 - Variação de concentrações efluente de N-NTK (●), N-NO₃⁻ (■) e N-NO₂⁻ (▲) durante etapa 5.

Na etapa 5, o OD disponível apresentava concentração média de 1,0 ± 0,6 mg.L⁻¹, inferior à concentração ótima (acima de 2,0 mg.L⁻¹) indicada para nitrificação (SURAMPALLI et al., 1997). Hanaki, Wantamin e Ohgaki (1990) estudaram a nitrificação em baixas concentrações de OD. Os autores observaram que em sistema estritamente nitrificante a baixa concentração de OD não afetou a oxidação amoniacal. Porém, quando uma carga orgânica foi aplicada ao sistema houve um efeito inibitório na oxidação amoniacal em baixa concentração de OD.

Meng et al. (2008) estudaram a influência da concentração de OD na NDS com a mesma relação C/N de $9,92 \pm 0,42$ e TDH de 12 horas em um biorreator de membrana; os valores de OD verificados foram em média 0,5, 1,0, 1,5 e 2,0 mg.L⁻¹. Os autores encontraram que com a concentração de OD mantida em 0,5 mg.L⁻¹ a nitrificação foi prejudicada devido à limitação de OD, com uma concentração média de N-amoniaco efluente de 14 mg.L⁻¹ e eficiência de remoção de N-total de 55%. Em uma concentração de 1,0 mg.L⁻¹, a eficiência de remoção de N-total aumentou para 78%. Já nas concentrações de OD de 1,5 e 2,0 mg.L⁻¹, a nitrificação foi melhorada, porém a eficiência de remoção de N-total diminuiu significativamente, para média de 55% com OD de 1,5 mg.L⁻¹. Então, concentrações elevadas ou baixas podem restringir a NDS e, no estudo destes autores, a eficiência de remoção de N-total foi satisfatória com a concentração de OD intermediária, mantida em 1,0 mg.L⁻¹.

A Tabela 12 sumariza os resultados obtidos e a Figura 5.9 demonstra a variação das principais concentrações efluente durante a etapa 6.

Tabela 12 - Concentrações médias afluente e efluente de NTK, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, N-total e eficiência média de remoção de N-total na etapa 6.

Variáveis	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)
NTK	40,3 ± 9,5	5,3 ± 2,7
N-NH ₄ ⁺	27,1 ± 3,0	2,1 ± 2,0
N-NO ₃ ⁻	0,4 ± 1,0	5,7 ± 2,4
N-NO ₂ ⁻	0	0,1 ± 0,2
N-total	40,7 ± 9,1	11,1 ± 3,1
Eficiência média de remoção de N-total (%)		72,4 ± 6,4

A partir dos resultados obtidos das condições anteriores, uma nova estratégia operacional foi adotada na etapa 6. A ausência de oxigênio favorecia a desnitrificação, porém a nitrificação necessitava de maiores concentrações de OD. Além disso, a diminuição da carga orgânica exercia menor influência sobre a eficiência da nitrificação. Por isso, na etapa 6, o TDH retornou a 48 h e aplicou-se a aeração intermitente com o intuito de equilibrar os processos biológicos.

É possível observar na Figura 5.4 que as maiores eficiências de remoção de N-total ocorreram na etapa 6, com eficiência média de $72,4 \pm 6,4\%$ (Tabela 12). A aeração intermitente pode ter contribuído para que a população desnitrificante aumentasse seu desempenho com uma eficiência de desnitrificação de $83,4 \pm 7,2\%$, tanto pela baixa

concentração de oxigênio como pela disponibilidade de matéria orgânica como doadora de elétrons.

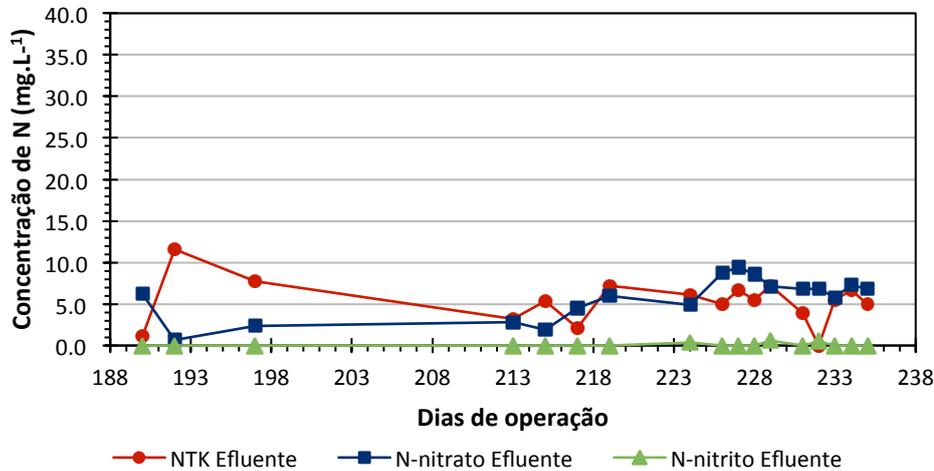


Figura 5.9 - Variação de concentrações efluente de N-NTK (●), N-NO₃⁻ (■) e N-NO₂⁻ (▲) durante etapa 6.

A eficiência média de oxidação de NTK foi de $86,5 \pm 7,1\%$, indicando que ocorreu a nitrificação, mas houve um aumento da concentração efluente de NTK (média de $5,3 \pm 2,7$ mg.L⁻¹) em relação à etapa 3 (aeração contínua). Observou-se aumento na concentração de N-nitrato. Apesar da concentração de N-nitrato estar abaixo de 10 mg.L⁻¹, apresentado na Figura 5.9, esse acúmulo indica concentração insuficiente de doadores de elétrons.

5.3. Remoção de DQO

A Tabela 13, mostra as concentrações médias de DQO afluente e efluente, de cada etapa experimental realizada e também as respectivas eficiências de remoção. Durante a operação, foi possível verificar que eficiência de remoção média de DQO manteve-se acima de 78% durante todas as etapas. A legislação estadual para lançamento de efluentes prevê para qualidade do efluente apenas o parâmetro de DBO₅, seu valor não pode estar acima de 60 mg.L⁻¹ e esse limite só pode ser ultrapassado se o tratamento alcançar eficiência de remoção de pelo menos 80% de DBO. Considerando que Metcalf e Eddy (2003) encontraram que a relação DBO/DQO no efluente final varia entre 0,1 e 0,3, foram estimadas a DBO do efluente nesta faixa com as médias de DQO efluente nas etapas experimentais. Considerações sobre o

corpor receptor precisam ser realizadas para definição da eficiência requerida para o sistema de tratamento.

Tabela 13 - Concentrações médias de DQO afluente e efluente e DBO₅ efluente teórica durante as etapas experimentais.

Etapas	DQO afluente (mg.L⁻¹)	DQO efluente (mg.L⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	DBO₅ efluente estimada (mg.L⁻¹)
1	406 ± 12	41 ± 5	90 ± 1	4,1 – 12,3
2	486 ± 227	87 ± 41	78 ± 16	8,7 – 26,1
3	390 ± 77	38 ± 13	90 ± 4	3,8 – 11,4
4	421 ± 64	44 ± 54	90 ± 11	4,4 – 13,8
5	422 ± 78	63 ± 17	84 ± 6	6,3 – 18,9
6	384 ± 81	21 ± 13	94 ± 4	2,1 – 6,3
Média total	411 ± 102	44 ± 36	89 ± 9	4,4 – 13,8

A Figura 5.10 ilustra a variação de DQO afluente, efluente e a sua eficiência de remoção durante todo o período experimental.

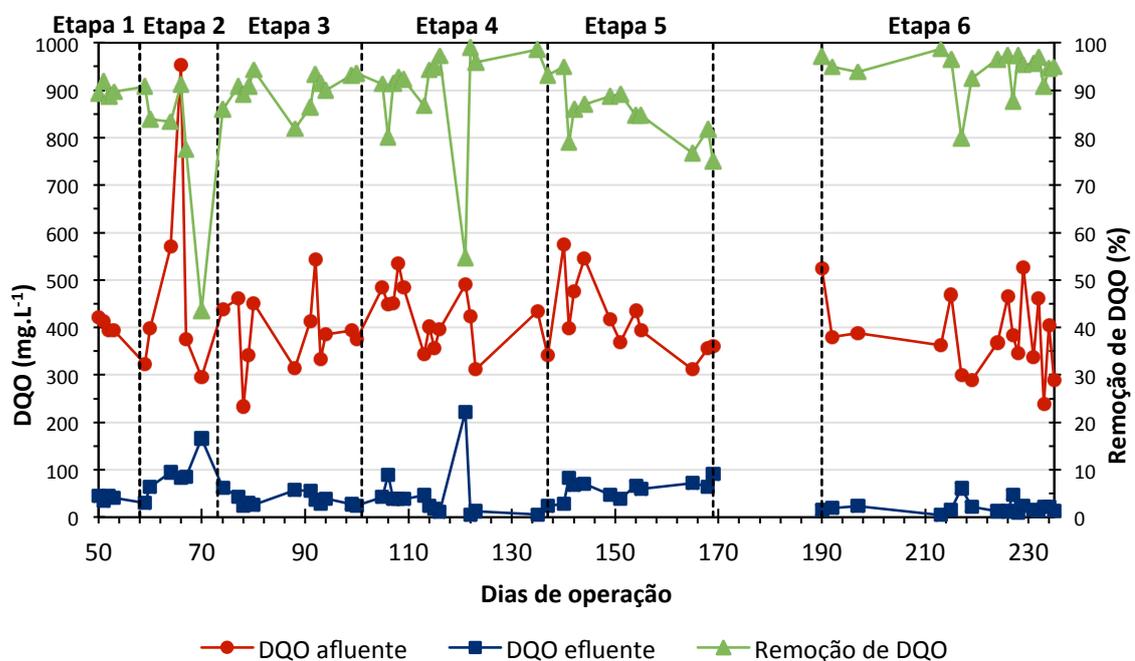


Figura 5.10 - Variação da concentração de DQO afluente, efluente e eficiência de remoção de DQO durante todo o período experimental.

Foi possível observar que nas etapas 1, 3, 4 e 6 a maioria das concentrações efluentes de DQO mantiveram-se abaixo de 50 mg.L^{-1} , e com uma eficiência de remoção acima de 90%. Nessas etapas, os TDH estavam entre 48 e 36h. Já nas etapas 2 e 5, houve um acréscimo de concentração de DQO efluente ao longo dos dias de operação (em média $87 \pm 41 \text{ mg.L}^{-1}$ e $63 \pm 17 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente), acarretando na diminuição da eficiência de remoção de DQO, respectivamente $78 \pm 16\%$ e $84 \pm 6\%$. A justificativa para o decréscimo pode ser a menor disponibilidade de oxigênio no meio acarretado pelo aumento da carga orgânica e nitrogenada afluente, essa redução também foi observada na eficiência de oxidação amoniacal.

Apesar do decréscimo de eficiência de remoção nas etapas 2 e 5, houve estabilidade de remoção de matéria orgânica no sistema, pois as parcelas removidas de DQO nas etapas 1, 2, 3, 4, 5 e 6 foram de 365, 399, 352, 377, 359 e 363 mg.L^{-1} , respectivamente.

Moura (2014) verificou elevada eficiência remoção de DQO com esgoto doméstico, superior a 90%, na maioria das suas fases testadas, com um reator LEAI operando em diferentes TDHs (12 h, 10 h e 8 h). Santos (2014) atingiu eficiências médias de 90% de remoção de DQO variando a relação C/N em um reator LEAI com TDH de 12h. Barana *et al.* (2013) obteve eficiência de remoção de DQO maiores que 88% durante todo o período experimental, utilizando um reator LEAI como pós-tratamento de efluente anaeróbico de abatedouro de aves, mantendo o TDH em 24 h e variando os períodos de intermitência da aeração. Os trabalhos acima citados tiveram sua temperatura controlada em aproximadamente 30°C , já neste trabalho não houve controle de temperatura. Dessa forma, o TDH mínimo foi de 36 h quando sistema foi operado sob temperatura ambiente e limitação de oxigênio.

5.4. pH e alcalinidade

As Figuras Figura 5.11 e Figura 5.12 apresentam a variação do pH e da alcalinidade total, respectivamente, durante todo o período de operação do reator.

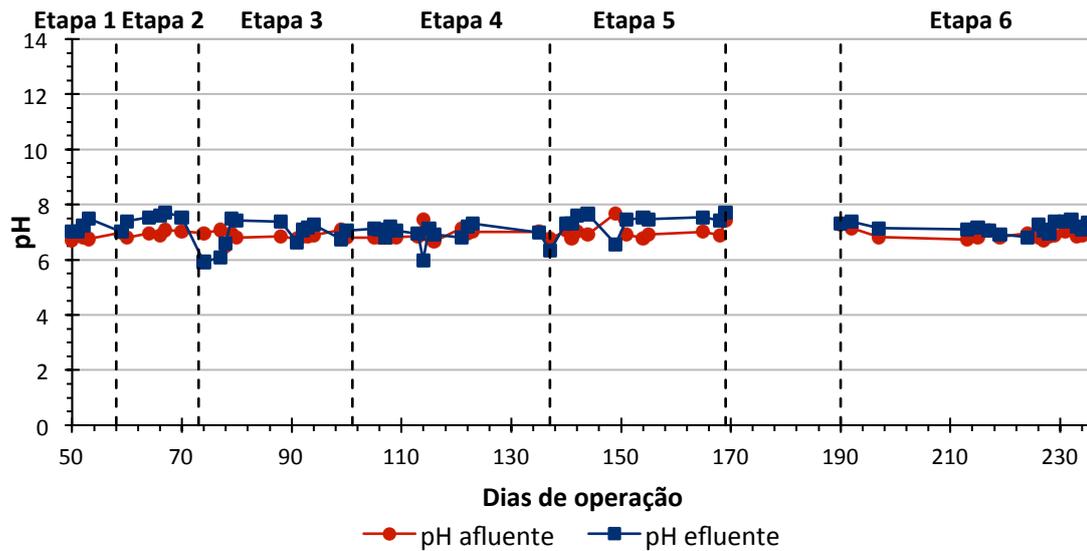


Figura 5.11 - Variação de pH afluente e efluente durante todo o período de operação.

Observa-se pela Figura 5.11 que não houve variações significativas de pH, tanto afluente como efluente. O pH afluente manteve-se com um valor médio de $6,92 \pm 0,19$, e o pH efluente manteve-se com um valor médio de $7,14 \pm 0,38$.

Pela Tabela 14 é possível verificar as variações dos pHs do afluente e efluente para cada etapa experimental. Em todas as etapas o pH efluente foi maior do que o pH afluente, porém a variabilidade dos dados efluentes foi maior, como mostra o desvio padrão de cada etapa e também a Figura 5.11.

Tabela 14 - pHs médios durante as etapas do período experimental.

Etapa	pH afluente	pH efluente
1	$6,81 \pm 0,12$	$7,19 \pm 0,20$
2	$6,96 \pm 0,09$	$7,47 \pm 0,23$
3	$6,86 \pm 0,15$	$6,91 \pm 0,49$
4	$6,91 \pm 0,19$	$6,92 \pm 0,34$
5	$7,03 \pm 0,26$	$7,42 \pm 0,30$
6	$6,92 \pm 0,16$	$7,18 \pm 0,18$
Média total	$6,92 \pm 0,19$	$7,14 \pm 0,38$

Os menores pHs efluentes ocorreram em etapas em que se destacou a nitrificação como processo principal, em que há consumo de alcalinidade e consequente alteração de pH.

A Figura 5.12 apresenta a variação de alcalinidade afluente e efluente do sistema operacional ao longo do tempo, na forma de carbonato de cálcio (CaCO_3). Na maioria das etapas foi necessária a adição de uma fonte externa de álcali ao reator, bicarbonato de sódio – NaHCO_3 , devido à alta redução de alcalinidade efluente, associada ao processo de nitrificação, uma vez que cada 1 mg de NH_4^+ consome $7,14 \text{ mg.L}^{-1}$ de alcalinidade na forma de CaCO_3 (METCALF; EDDY, 2003). A adição de álcali teve como objetivo fornecer as condições adequadas para nitrificação.

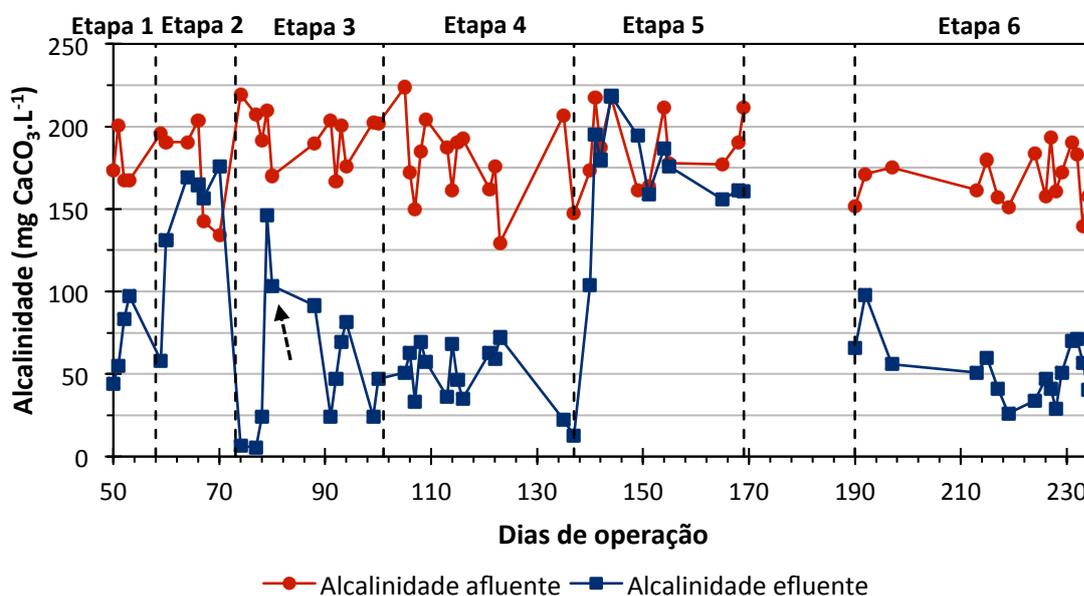


Figura 5.12 - Variação de alcalinidade total afluente e efluente durante toda a operação.

O NaHCO_3 era adicionado em função da alcalinidade do efluente. Quando a alcalinidade estava acima do requerido para a nitrificação, o NaHCO_3 não era adicionado; quando a alcalinidade estava abaixo, o NaHCO_3 era adicionado ao meio até atingir alcalinidades superiores à $50 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ como residual no efluente.

Nas etapas 3, 4 e 6 houve a utilização de bicarbonato de sódio para recuperar a alcalinidade necessária ao sistema. Os picos de alcalinidade efluente são atribuídos principalmente à inserção de bicarbonato de sódio ao meio líquido do reator, durante períodos de instabilidade de nitrificação.

Nos dias 79 e 80 de operação, indicados pela seta na Figura 5.12, o reator estava com deficiência no fornecimento de oxigênio devido a problemas técnicos com o compressor de

ar. Então, nesses dias, inferiu-se que a recuperação repentina de alcalinidade pode ter ocorrido pela redução da nitrificação.

Nas etapas 2 e 5, não foi adicionado nenhuma fonte de alcalinidade ao sistema. Nessas fases, houve manutenção da alcalinidade afluente que corroborou a redução da nitrificação ocasionada pela redução do TDH para 24 h (carga orgânica em dobro) e pela insuficiência da disponibilidade de oxigênio. Ou seja, a presença de alcalinidade efluente indicou que esta não foi utilizada durante a nitrificação. Os valores superiores no efluente em relação ao afluente podem ser devido à amonificação; a conversão de 1 mg de nitrogênio orgânico para nitrogênio amoniacal gera 3,57 mg de alcalinidade como CaCO_3 (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

5.5. Oxigênio Dissolvido (OD) e temperatura

Houve limitação técnica para o fornecimento de oxigênio em várias partes do período operacional. Problemas, como o aquecimento e desligamento do compressor, ocorreram ao longo da operação limitando o fornecimento constante de OD.

Tanto a temperatura como o OD eram medidos no meio líquido do reator, em amostras coletadas aproximadamente à meia altura do topo do reator e próximo à borda do reator (Tabela 15 e Figura 5.13). Não foi possível realizar medidas ao longo do raio do reator, apenas ao longo da altura.

Tabela 15 - Médias de OD e temperatura em cada etapa experimental.

Etapa	OD (mg.L⁻¹)	Temperatura (°C)
1	5,0 ± 2,2	19,0 ± 1,0
2	3,0 ± 1,1	22,1 ± 1,3
3	3,0 ± 0,8	23,5 ± 1,1
4	2,5 ± 0,3	23,9 ± 0,6
5	1,0 ± 0,6	24,5 ± 0,6
6	2,8 ± 0,5	24,7 ± 1,0

Uma observação interessante foi que o aumento da temperatura pode ter influenciado na diminuição do OD disponível no sistema. A redução de OD no ponto de medida durante o período operacional pode estar associada ao aumento da temperatura ambiente, uma vez que o experimento foi iniciado durante o inverno (Julho de 2014) e finalizado no verão (Fevereiro

de 2015). A variação de temperatura média foi de aproximadamente 2,9°C durante todo o período experimental.

A temperatura é um fator importante para os processos biológicos de tratamento de águas residuárias, pois pode influenciar nas atividades metabólicas da população microbiana e tem efeito em fatores como as taxas de transferência gasosa e as características de sedimentação dos sólidos biológicos (METCALF; EDDY, 2003).

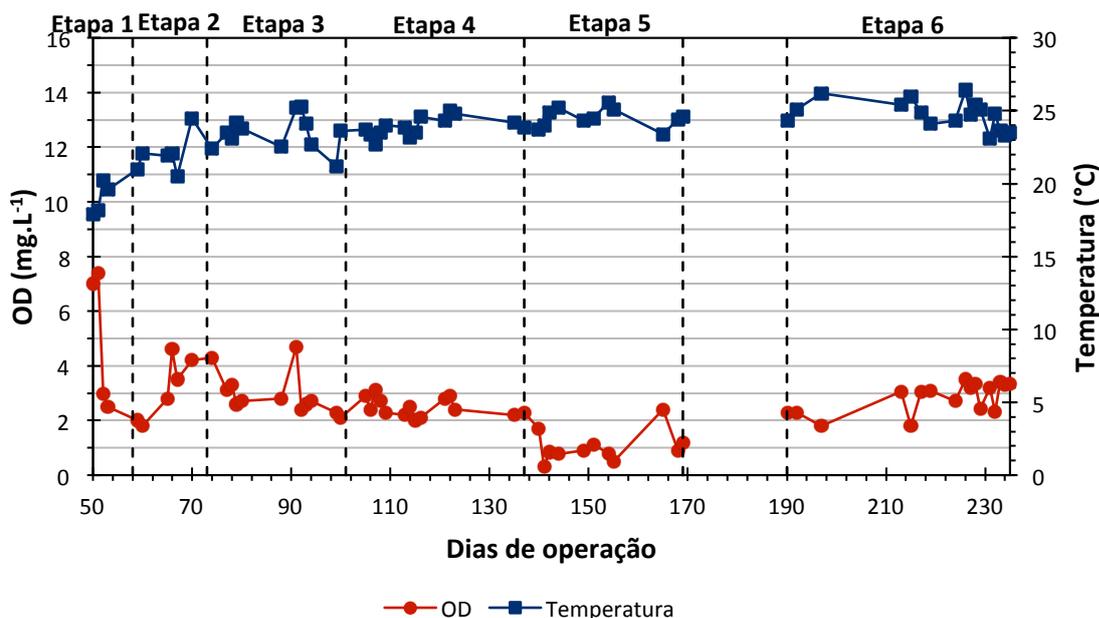


Figura 5.13 - Variação do OD e da temperatura ao longo de todo o período experimental.

Entre a etapa 1 e 2, a disponibilidade de OD no meio foi reduzida praticamente pela metade, de $5,0 \pm 2,2$ para $3,0 \pm 1,1$ mg.L^{-1} . Na etapa 2, A redução de OD pode estar associada ao aumento da carga aplicada ao sistema (o TDH passou de 48 h para 24 h), pois esses fatores poderiam aumentar o metabolismo bacteriano, causando assim um maior consumo de oxigênio, principalmente pelas bactérias heterotróficas não desnitrificantes. Com uma população maior, a redução de oxigênio pode ter limitado o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes e a disponibilidade de doadores de elétrons para desnitrificação, diminuindo assim, progressivamente, a eficiência de remoção de carga nitrogenada primeiramente e carbonácea, em seguida. Apesar da temperatura ter aumentado 3°C em relação à condição anterior, a média de $22,1 \pm 1,3^\circ\text{C}$ continuou fora da faixa ótima para a nitrificação, de 25°C a 35°C (SURAMPALLI et al., 1997).

Na etapa 3, o TDH retornou a 48 h para restabelecimento do processo de nitrificação, sendo reduzido para 36 h na etapa 4. A etapa 3 apresentou valor médio de OD ($3,0 \pm 0,8 \text{ mg.L}^{-1}$) e valor médio de temperatura ($23,5 \pm 1,1^\circ\text{C}$), enquanto que na etapa 4 a média de OD foi de $2,5 \pm 0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e de temperatura $23,9 \pm 0,6^\circ\text{C}$. A diferença observada entre a etapa 3 e 4 foi a maior eficiência de remoção de N-total na etapa 4. As eficiências de nitrificação foram similares (90% e 93,4%, respectivamente para as etapas 3 e 4), enquanto a desnitrificação foi mais eficiente na etapa 4 (49,2 % e 63,3%, respectivamente para as fases 3 e 4), possivelmente associada à menor concentração de OD e maior disponibilidade de matéria orgânica como doadora de elétrons.

Na etapa 5, a carga aplicada foi novamente aumentada (TDH de 24 h), a temperatura se encontrava em média de $24,5 \pm 0,6^\circ\text{C}$ e o OD em torno de $1,0 \pm 0,6 \text{ mg.L}^{-1}$. Os dois primeiros fatores podem ter feito com que a população heterotrófica aumentasse seu metabolismo. Em contrapartida, essa população pode competir com a população nitrificante pelo oxigênio dissolvido no sistema, reduzindo assim a nitrificação nesse período, que passou de 93,4% para 41,8%. A desnitrificação apresentou eficiência média de 96%, convertendo todo nitrito e nitrato disponível para nitrogênio gasoso.

Durante a etapa 6, entre os dias 203 e 210, o compressor apresentou muita instabilidade, superaquecendo e desligando com frequência, e foi necessário executar sua manutenção (troca de óleo e de pressostato). Após a manutenção, foi verificado que a vazão de ar disponível aumentou, disponibilizando também mais OD no sistema, que foi mantido no meio em média de $2,8 \pm 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Nessa etapa o reator foi operado com TDH de 48 h, temperatura de $24,7 \pm 1,0^\circ\text{C}$ e aeração intermitente. A aeração intermitente pode ter auxiliado para que as bactérias desnitrificantes atuassem no sistema, mantendo a eficiência de nitrificação em média de 86,5% e aumentando a eficiência de remoção nitrogenada para média de 72,4%.

5.6. Cargas orgânica e nitrogenada

Para melhor interpretação dos resultados obtidos durante a operação do sistema, foram efetuados os cálculos de carga orgânica e nitrogenada aplicadas e as cargas nitrogenadas removidas, descritas no item 4.7 e mostradas na Figura 5.14.

Com o propósito de facilitar a interpretação dos dados, a Tabela 16 contém os principais parâmetros que influenciam a variação da eficiência de remoção nitrogenada, como a concentração média de OD e a temperatura média, além das cargas já citadas.

Foi possível observar que a CN removida foi aproximadamente a mesma em todos os períodos ($0,015 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$), exceto na etapa 3 que apresentou CN removida de $0,007 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$. Mas, nessa etapa a CN aplicada foi a menor de todos os períodos, média de $0,015 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$. Dessa forma, para uma melhor compreensão dos resultados foi necessário analisar o quadro geral, com os principais fatores de influência, as cargas e a eficiência de remoção alcançada.

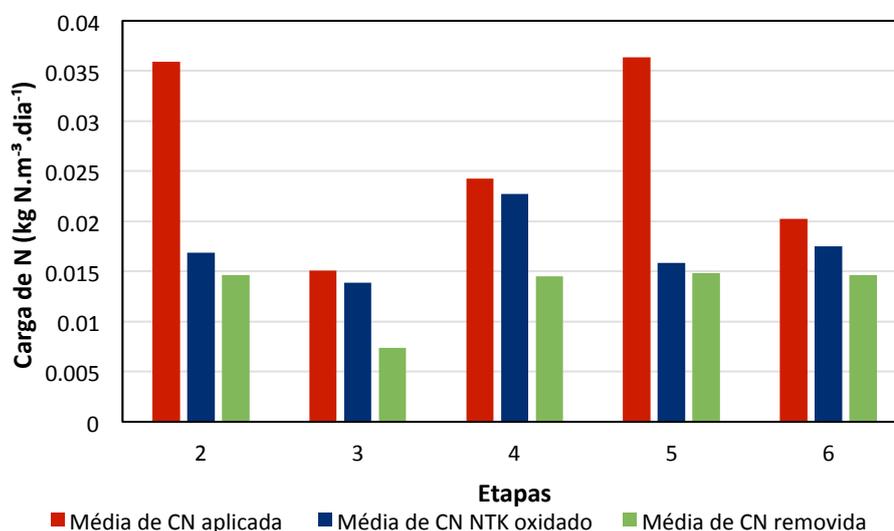


Figura 5.14 - Valores médios das cargas nitrogenadas aplicada, de NTK oxidado e removida durante as etapas descritas.

As etapas 2 e 5 apresentaram a maior CN aplicada ($0,036 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$), porém possuem as menores eficiências de remoção de N-total do sistema, em média 35,4% e 38,6%, respectivamente, uma vez que a carga removida alcançou valor próximo a $0,015 \text{ N.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ em todas as condições estudadas, indicando ser esse o limite para o reator.

Tabela 16 - Variação média das cargas do sistema e outros parâmetros de influência durante as etapas descritas.

Parâmetros	Etapa 2	Etapa 3	Etapa 4	Etapa 5	Etapa 6
OD (mg.L ⁻¹)	3,0	3,0	2,5	1,0	2,8
Temperatura (°C)	22,1	23,5	23,9	24,5	24,7
CO aplicada (kg DQO.m ⁻³ .dia ⁻¹)	0,459	0,193	0,285	0,429	0,195
CN aplicada (kg N.m ⁻³ .dia ⁻¹)	0,036	0,015	0,024	0,036	0,020
Relação C/N	13,6	13,9	12,3	12,3	10,4
CN NTK oxidado (kg N.m ⁻³ .dia ⁻¹)	0,017	0,014	0,023	0,016	0,018
CN removida (kg N.m ⁻³ .dia ⁻¹)	0,015	0,007	0,015	0,015	0,015
Ef. Remoção de N-total (%)	35,4	46,5	59,1	38,6	72,4
Ef. Remoção de DQO (%)	78	90	90	84	89

Na etapa 2, foi possível notar que tanto a carga nitrogenada como a carga orgânica aplicadas apresentaram maiores valores, refletindo na relação C/N de 13,6. O OD estava na concentração média de 3,0 mg.L⁻¹ e a temperatura média de 22,1°C. Além disso, a CN NTK oxidado foi considerada baixa em relação à aplicada, média de 0,017 kg N.m⁻³.dia⁻¹, indicando que a nitrificação não ocorreu satisfatoriamente no sistema. Dessa forma, a sobrecarga e a temperatura abaixo da faixa ideal para nitrificação (de 25°C a 30°C) podem ter levado à diminuição da eficiência, pois a desnitrificação não foi interferente quando comparada a CN NTK oxidado com a CN removida.

A etapa 5 apresentou características semelhantes à etapa 2, porém o OD foi em média de 1,0 mg.L⁻¹, a relação C/N foi de 12,3 e temperatura foi em média 24,5°C. Ou seja, houve uma diminuição do OD disponível para suprir a demanda orgânica e nitrogenada aplicadas. Entretanto, a carga de NKT oxidada foi comparável à etapa 2.

Na etapa 3, quase toda CN aplicada (0,015 kg N.m⁻³.dia⁻¹) foi oxidada, média de 0,014 N.m⁻³.dia⁻¹ de CN NTK oxidado, porém a CN removida diminuiu pela metade (0,007 kg N.m⁻³.dia⁻¹), indicando que a desnitrificação não foi eficiente. A desnitrificação heterotrófica necessita de baixa concentração de OD e de doador de elétrons para ocorrer. Nesse caso, a concentração média de 3,0 mg.L⁻¹ de OD poderia inibir as bactérias desnitrificantes, pois a atividade microbiana é inibida em concentração superior a 1 mg. L⁻¹ (SURAMPALLI *et al*, 1997). Além disso, o fluxo de elétrons foi direcionado para a oxidação heterotrófica com OD como acceptor de elétrons ao invés do nitrato.

A etapa 4 ocorreu de forma análoga à etapa 3, porém houve uma maior eficiência de remoção de N-total, média de 59,1%. Nessa condição, a carga total do sistema foi aumentada, porém a relação C/N diminuiu para 12,3 e a concentração de OD reduziu para média de 2,5 mg.L⁻¹. O OD nessa concentração pode ter contribuído para que aumentasse a desnitrificação no sistema sem prejudicar a nitrificação, resultando em CN removida média de 0,015 kg N.m⁻³.dia⁻¹. Porém, ainda com um residual médio de 0,009 kg N.m⁻³.dia⁻¹.

A etapa 6 alcançou a melhor eficiência de remoção de N-total, em média de 72,4%. A aeração intermitente levou a concentração média de OD de 2,8 mg.L⁻¹ em duas horas aeradas e ausência de OD por 1 hora. A relação C/N foi de 10,4 e a CN aplicada foi de 0,020 kg N.m⁻³.dia⁻¹. A fração residual foi de 0,005 kg N.m⁻³.dia⁻¹, sendo que 0,002 kg N.m⁻³.dia⁻¹ não foi oxidado e 0,003 kg N.m⁻³.dia⁻¹ não foi desnitrificado. A aeração intermitente possibilitou o aumento da desnitrificação, porém ainda houve um residual de nitrogênio dessa fração, mostrando que a nitrificação e desnitrificação ainda não estavam equilibradas – provavelmente pela falta de matéria orgânica como doadora de elétrons para a desnitrificação.

A variação na relação C/N pode influenciar na eficiência de remoção nitrogenada do sistema. Neste trabalho, as relações C/N observadas (13,6, 13,9, 12,3, 12,3 e 10,4) foram consideradas alta quando comparadas a outros efluentes. Chiu *et al.* (2007) testou três relações C/N diferentes (6,3, 11,1 e 19,7) em um reator de bateladas sequenciais para promover NDS, o TDH foi de 24 h e o OD foi mantido em 0,64 – 0,68 mg.L⁻¹. O sistema foi eficiente quando a relação C/N estava em 11,1, com a remoção quase completa tanto de matéria orgânica como N-amoniacoal, sem acúmulo de produtos intermediários. E a eficiência de remoção nitrogenada diminuía gradualmente com o aumento da carga amoniacoal em constante carga de DQO.

5.7. Série de sólidos

Durante o período experimental não foi efetuado descarte de lodo do reator. A Figura 5.15 e a Tabela 17 mostram os resultados obtidos das concentrações médias de sólidos no afluente e no efluente durante a etapa 6. Não foram realizadas análises de sólidos das outras etapas do período experimental.

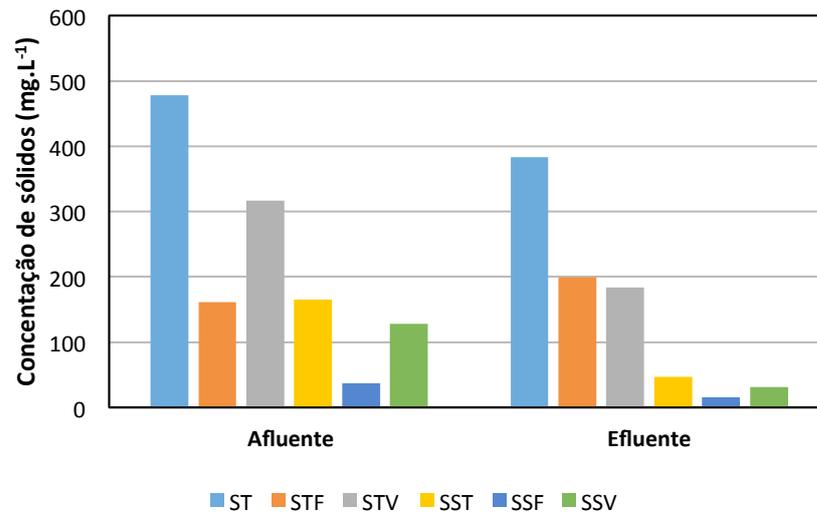


Figura 5.15 – Variação da concentração de sólidos afluente e efluente na etapa 6.

Nesse período, as concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) foram menores no efluente. As porções voláteis, correspondentes à matéria orgânica, reduziram em relação às concentrações afluente, indicando retenção de sólidos no reator.

Pela Tabela 17 foi possível observar que a concentração de sólidos totais fixos (STF) aumentou de $161 \pm 43 \text{ mg.L}^{-1}$ para $199 \pm 23 \text{ mg.L}^{-1}$ e os sólidos dissolvidos fixos (SDF) de 124 mg.L^{-1} para 183 mg.L^{-1} . Os SDF são correspondentes à matéria inorgânica ou mineral e tamanho dessas partículas variam de 10^{-3} a $10^{-6} \mu\text{m}$. Nesse período, foi adicionado NaHCO_3 para proporcionar alcalinidade ao sistema. Dessa forma, esse aumento pode ter sido pela presença de sais ou efeito de mineralização.

Tabela 17 - Concentrações médias afluente e efluente da série de sólidos na etapa 6.

	Afluente	Efluente
ST (mg.L⁻¹)	478 ± 67	383 ± 37
STF (mg.L⁻¹)	161 ± 43	199 ± 23
STV (mg.L⁻¹)	317 ± 82	184 ± 51
SST (mg.L⁻¹)	165 ± 50	47 ± 20
SSF (mg.L⁻¹)	37 ± 14	16 ± 17
SSV (mg.L⁻¹)	128 ± 40	31 ± 25

Após o período experimental, foi coletada uma amostra de espuma (haste) da parte superior do reator para analisar os sólidos agregados à espuma. A amostra de espuma apresentava 0,7 m de altura, com um volume aproximado de 0,630 L. Por meio da análise de

sólidos foi possível verificar a quantidade de sólidos e encontrar que apresentaram média de 2,78 kg SST.m⁻³ e 1,97 kg SSV.m⁻³. Assumindo que o volume total das espumas eram aproximadamente 236,25 L e que a biomassa se distribuía uniformemente, então nas espumas tinham em média 0,66 kg SST e 0,46 kg SSV.

A partir dessa estimativa é possível encontrar, de uma forma simplificada, a relação alimento/microrganismo (F/M) relacionando a biomassas aderida nas espumas com o volume do reator. Ou seja, 0,66 kg SST e 0,46 kg SSV estavam contidos no volume útil do reator (0,642 m³), resultando em uma concentração estimada de 1,028 kg SST.m⁻³ e 0,716 kg SSV.m⁻³. Segundo Metcalf e Eddy (2003) a relação F/M é definida como a taxa de DQO ou DBO aplicada por unidade de volume do líquido de mistura do reator. Dessa forma, seria possível obter essa relação considerando a biomassa aderida à espuma como a biomassa total no reator. Na etapa 6, a carga orgânica aplicada foi de 0,195 kg DQO.m⁻³.dia⁻¹ e a concentração sólida no reator de 1,028 kg SST.m⁻³ e 0,716 kg SSV.m⁻³. Então, a relação F/M estimada foi de aproximadamente 0,19 kg DQO.kg⁻¹ SST.dia⁻¹ e 0,272 kg DQO.kg⁻¹ SSV.dia⁻¹ neste período. Em relação a carga nitrogenada, foi possível encontrar a carga específica de nitrogênio, na etapa 6 encontrou-se uma carga nitrogenada aplicada de 0,020 kg N.m⁻³.dia⁻¹. Logo, a carga específica de nitrogênio foi de 0,019 kg N.kg⁻¹ SST.dia⁻¹ e 0,028 kg N.kg⁻¹ SSV.dia⁻¹. Destaca-se que não foi estimada a proporção das populações nitrificantes, desnitrificantes e heterotróficas não denitrificantes, o que implica que as cargas aplicadas ao lodo (F/M) podem ser superiores as estimadas.

5.8. Análises estatísticas: eficiências de nitrificação, desnitrificação, remoção de N-total e remoção de DQO

Esse item tem como proposta uma análise da distribuição de dados dos parâmetros já avaliados nos itens anteriores. Tal análise pode contribuir para interpretação sobre as eficiências e verificação da estabilidade do reator nas condições avaliadas. A seguir são apresentados gráficos de *box plot* das eficiências relacionadas ao nitrogênio (nitrificação, desnitrificação e remoção de N-total) e ao carbono (remoção de DQO) nas Figuras Figura 5.16, Figura 5.17, Figura 5.18 e Figura 5.19.

Por meio do *box plot* é visualizada a distribuição dos pontos amostrados. O box é formado pelo primeiro quartil (25%) e terceiro quartil (75%) dos dados. No interior do box é apresentada uma linha como a mediana (50%) desses dados, e externo ao box, são

discriminados os valores máximos e mínimos da distribuição. Dessa forma, a altura do box interior representa a variabilidade dos dados, ou seja, quanto maior a altura maior a heterogeneidade da amostra. E ao lado do box, está a distribuição normal desses pontos. Para obtenção de tais gráficos utilizou-se o software Origin® versão 9.1.

A Figura 5.16 apresenta a distribuição da eficiência de remoção de N-total em cada etapa considerada. É possível observar que a remoção de N-total, em média de 72,6%, foi mais eficiente na etapa 6, como já descrita nos itens 5.2 e 5.6, e os dados foram distribuídos maior homogeneidade por ser o menor box entre as etapas. Dessa forma, essa etapa foi o que apresentou maior estabilidade de remoção. Outra etapa em que os valores foram mais homogêneos é a etapa 4, em que a média e mediana quase coincidem. Nesses dois períodos supracitados os TDH são diferentes, mas as cargas nitrogenadas aplicadas são próximas, 0,024 e 0,020 kg N.m⁻³.dia⁻¹ na etapa 4 e 6, respectivamente. Já nas outras etapas, os dados apresentaram grande variação, sendo a maior na etapa 2, indicando a maior instabilidade do sistema. A reduzida disponibilidade de dados nessa etapa pode ter influenciado na análise estatística, mas a permanência nessa etapa poderia prejudicar o sistema, com sobrecarga desde o início da operação.

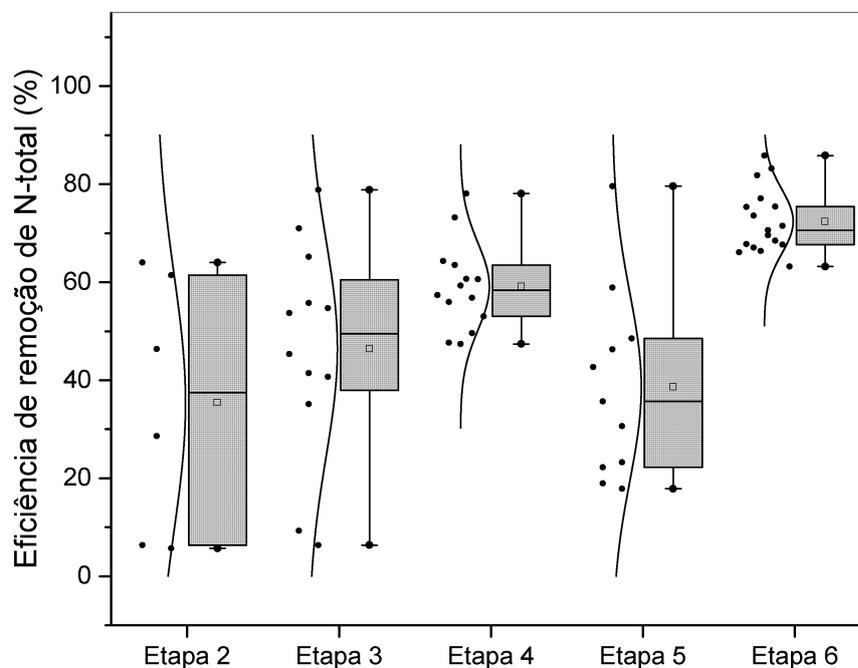


Figura 5.16 - Gráfico de box plot da distribuição da eficiência de remoção de N-total durante o período experimental.

A distribuição da eficiência de nitrificação durante as etapas é observada na Figura 5.17. Evidenciou-se que as etapas 2 e 5 obtiveram maior heterogeneidade em seus dados, ou seja, as condições dessas etapas desfavorecem a estabilidade da nitrificação, sendo essas a elevação da carga média aplicada para as duas etapas, a menor temperatura média na etapa 2 e a diminuição do OD disponível na etapa 5. Na etapa 3, a variabilidade dos dados diminuiu: a maioria dos dados se encontraram no valor máximo e por isso a média não corresponde à mediana. Porém, a distribuição de alguns dados em regiões de menor eficiência de nitrificação pode indicar que a nitrificação demorou a se restabelecer. As etapas 4 e 6 obtiveram maiores eficiências e menor variação de seus dados, indicando maior estabilidade nessas etapas. A etapa 6 apresentou menor altura do box, porém foram indicados dois out-layers distantes do valor máximo e mínimo na sua distribuição normal.

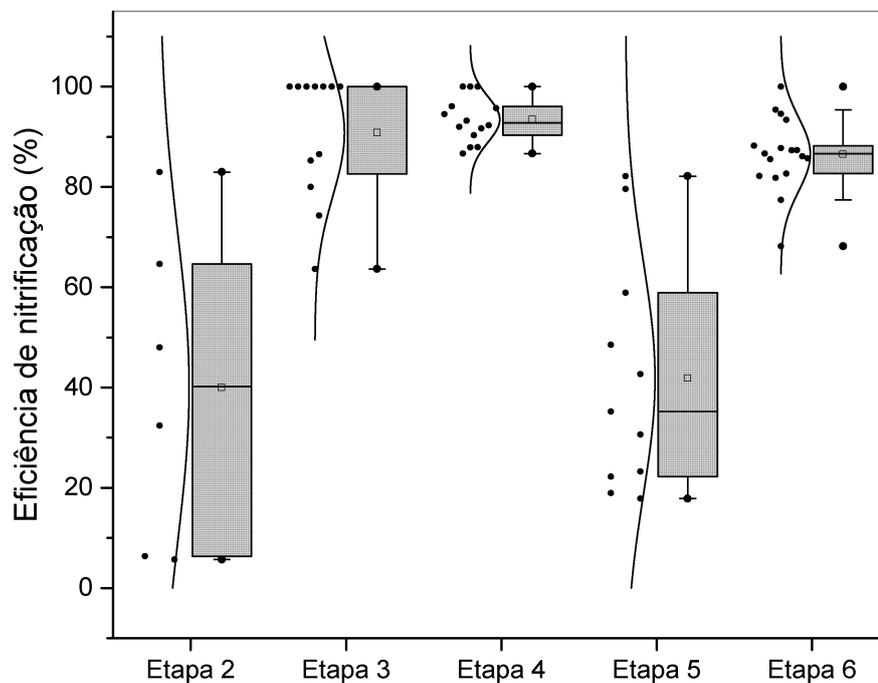


Figura 5.17 - Gráfico de box plot da distribuição da eficiência de nitrificação durante o período experimental.

A Figura 5.18 demonstra a distribuição da eficiência de desnitrificação durante os períodos indicados.

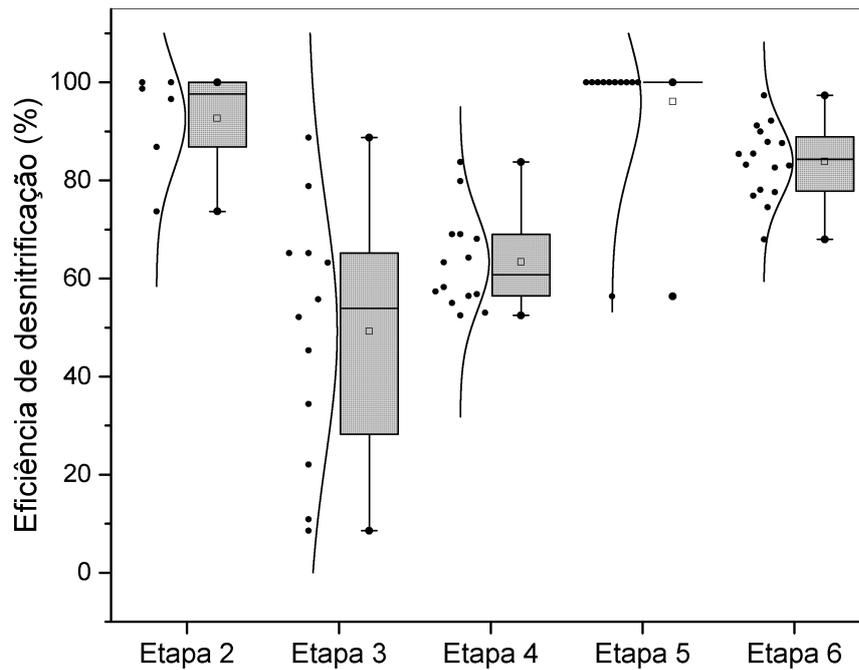


Figura 5.18 - Gráfico do box plot da distribuição da eficiência de desnitrificação durante o período experimental.

As etapas que apresentaram melhor eficiência de desnitrificação foram a 2, 5 e 6. Porém, a alta desnitrificação das etapas 2 e 5 possivelmente foram pela insuficiente nitrificação das mesmas, pois pequenas porções nitrogenadas foram oxidadas, diminuindo assim as porções que deveriam ser desnitrificadas e a eficiência de remoção de nitrogênio. Já na etapa 6, houve equilíbrio na distribuição dos dados, pois a mediana estava próxima a média dos dados amostrados, indicando ser a etapa mais estável da desnitrificação. Na etapa 4, a eficiência diminuiu, porém, houve uma constância dos dados. Já na etapa 3 houve a menor eficiência e a menor estabilidade dos dados amostrados. Nesse período, a concentração de OD estava em cerca de 3 mg.L^{-1} , o que pode ter causado a inatividade das bactérias desnitrificantes.

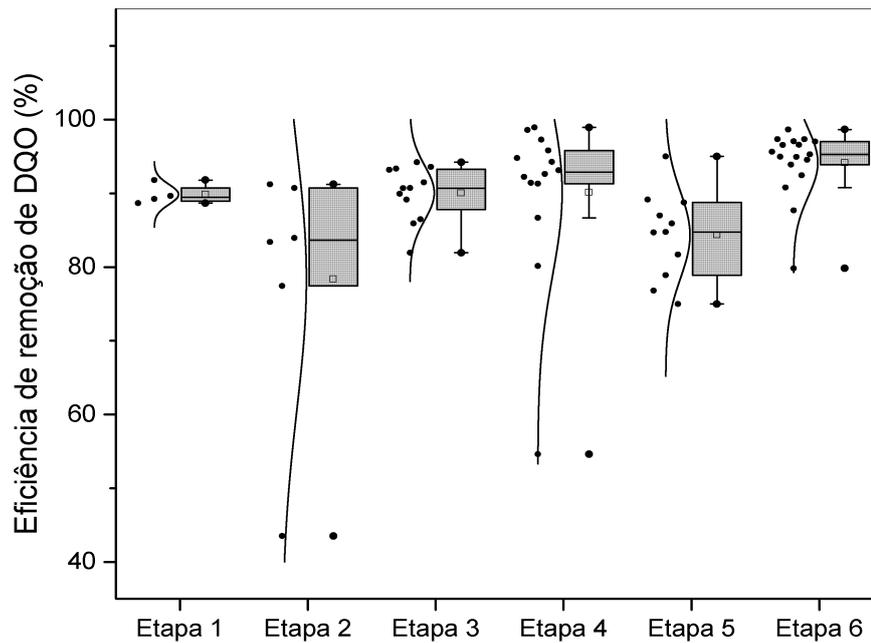


Figura 5.19 - Gráfico de box plot da distribuição da eficiência de remoção de DQO durante o período experimental.

Em relação à distribuição da eficiência de remoção de DQO, a Figura 5.19 evidencia que as etapas 3, 4 e 6 removeram mais de 90% de matéria orgânica na maioria de seus dados, pois suas medianas estavam acima desse valor. Dessas etapas, a etapa 6 é a que apresenta menor altura de box, indicando maior estabilidade nessa condição. Essa estabilidade pode ter ocorrido pelos processos biológicos estarem mais equilibrados e o sistema melhor adaptado, sendo a matéria orgânica utilizada durante os períodos aerado e anóxico. Já nas etapas 2 e 5, a remoção é diminuída e a variabilidade dos dados é maior, períodos que foram identificados com menores eficiência e estabilidade nos outros parâmetros já descritos.

5.9. Análises microbiológicas

As análises microbiológicas foram realizadas apenas na etapa 6 desta pesquisa, na qual o reator apresentou o desempenho mais eficiente e estável, possivelmente associado ao estabelecimento da microbiota. As análises possibilitaram verificar a presença de comunidades de interesse ou indicadoras de nitrificação ou desnitrificação na etapa 6.

5.9.1. Microscopia óptica

As amostras para a microscopia óptica foram retiradas da biomassa de uma espuma da parte superior do reator. Foram preparadas três lâminas com o intuito de verificar a diversidade microbiana e identificar a morfologia semelhante aos microrganismos observados.

Foram notadas estruturas semelhantes a tecamebas, ciliados pedunculados, ovos de helmintos, filamentosas, rotíferos, entre outros. A Figura 5.20 mostra parte da diversidade biológica apresentada no material coletado.

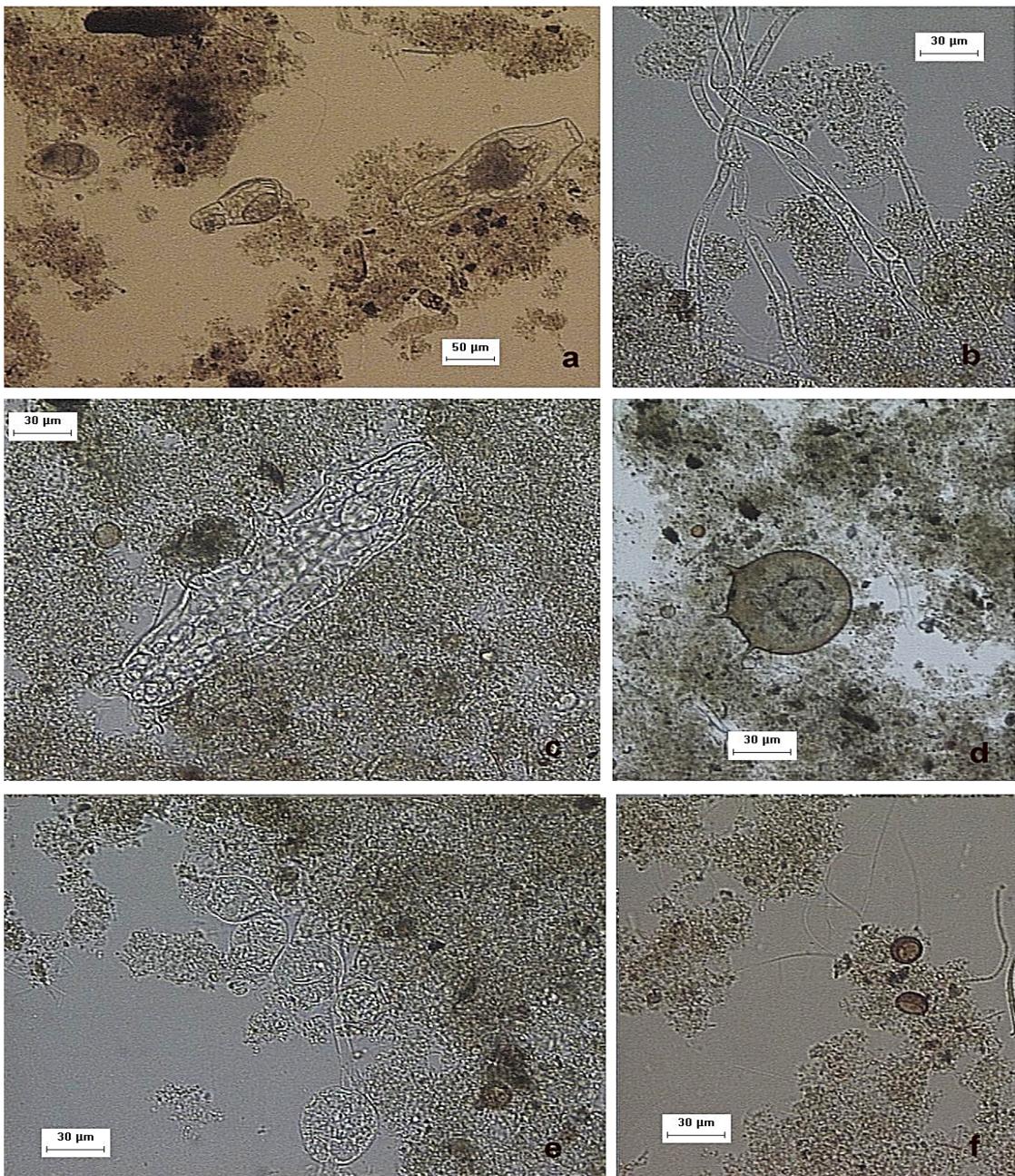


Figura 5.20 - Imagens da microscopia óptica realizada ao final da operação: (a) presença de rotíferos e ciliado; (b) hifas de fungo; (c) tardígrado; (d) e (f) tecamebas; (e) ciliados pedunculados.

Os microrganismos presentes na Figura 5.20 são geralmente encontrados em sistemas de lodos ativados. Essa semelhança poderia ser esperada, pois o lodo que foi utilizado era proveniente de estação de tratamento com esse tipo de configuração. Em (a) é possível observar a presença de rotíferos e um protozoário ciliado dispersos no floco de lodo. Os rotíferos podem ser encontrados de várias formas, têm estruturas mais complexas e podem variar seu tamanho de 50 a 500 μm ; os ciliados livres também tem variação em seu tamanho (de 20 a 400 μm), são encontrados sob condições de floco com boa formação e geralmente indicam operação de lodos ativados satisfatória (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003). Em (b) foi encontrado hifas de fungo. Nocko (2008) encontrou hifas de fungo quando a solução de micronutrientes não tinha sido adicionada aos reatores.

Foi possível observar em (c) a presença de um tardígrado. Tardígrados são invertebrados maiores que ocorrem somente em sistemas nitrificantes de lodos ativados, provavelmente pela sua susceptibilidade à toxicidade amoniacal (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003). Tanto em (d) como em (f) foram identificadas diferentes tecamebas. Tais amebas apresentam uma carapaça, a teca. Zhou et al. (2008) apontaram que a tecameba pode ser usada como bioindicador uma vez que o número de tecamebas diminui com a menor qualidade do efluente. Além disso, podem indicar um bom desempenho do sistema de lodos ativados.

Em (e) foram identificados ciliados pedunculados, que se fixam ao floco através do pedúnculo e podem ser coloniais. Estes normalmente ocorrem com baixas cargas orgânicas e altos tempos de retenção celular (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003).

A Figura 5.21 apresenta estruturas encontradas, principalmente de filamentosas, no final do período experimental.

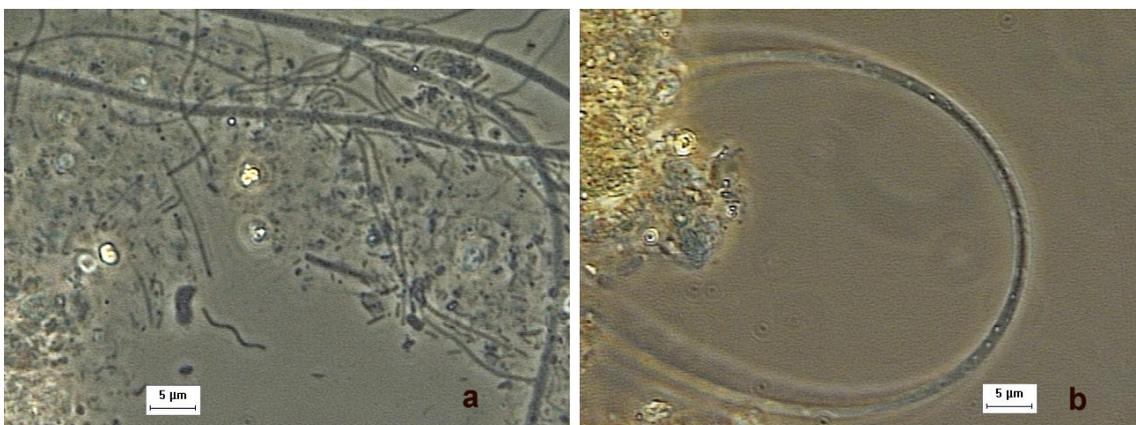


Figura 5.21 - Imagens da microscopia óptica ao final da operação: (a) bactérias filamentosas e bacilos; (b) bactéria filamentosas.

Na Figura 5.21 (a) são mostradas bactérias filamentosas e alguns bacilos dispersos na biomassa. Tanto em (a) como em (b) a filamentososa que se destaca é semelhante à do gênero *Beggiatoa* spp., ora sem grânulo de enxofre em seu interior (a) ora com o grânulo de enxofre em seu interior (b). Esse grupo pode utilizar como fonte de energia o sulfeto, oxidado a enxofre e acumulado no meio intracelular. O acúmulo de enxofre foi identificado devido ao brilho contido nas estruturas celulares.

Na Figura 5.22 são apresentadas imagens de outros gêneros de bactérias filamentosas. Em (a) as bactérias indicaram semelhança à *Thiothrix* spp., já em (b) a estrutura apresentada era mais semelhante à *Sphaerotillus natans*.

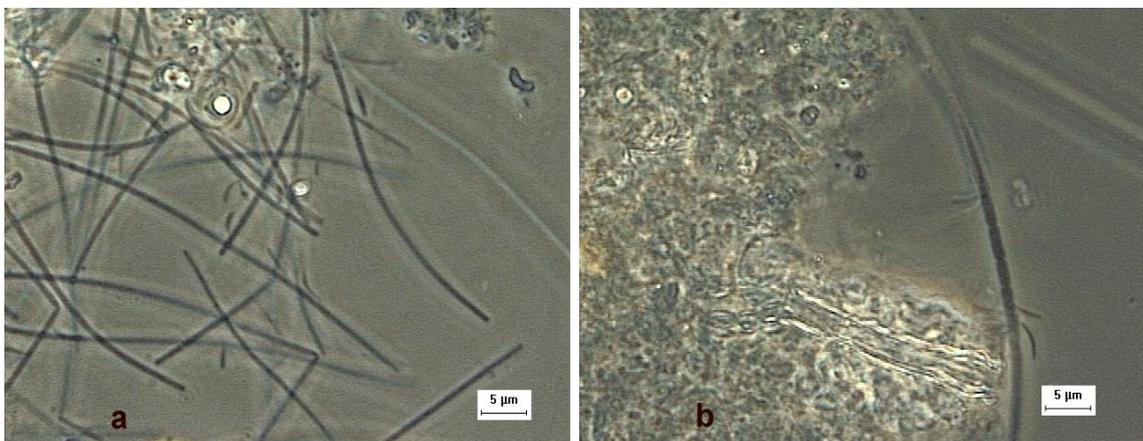


Figura 5.22 - Imagens da microscopia óptica no final do período experimental: (a) bactérias filamentosas; (b) filamentososa com células em formato de bacilo.

As *Thiothrix* spp. podem acumular grânulos de enxofre assim como as *Beggiatoa* spp. e podem estar relacionadas com deficiência nutricional de nitrogênio. *Sphaerotillus natans* pode estar associada a baixas concentrações de OD e à deficiência nutricional de enxofre. Além disso, algumas filamentosas podem ser favorecidas dependendo do tipo de substrato. Tanto as *Sphaerotillus natans* como as *Thiothrix* spp. podem ser favorecidas por substratos solúveis e prontamente metabolizáveis, como ácidos graxos de baixo peso molecular ou açúcares simples (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003). As estruturas filamentosas também foram visualizadas por Moura (2011) e Santos (2014).

Na Figura 5.23 (a) foram encontradas estruturas que se assemelham à um protozoário flagelado e também uma roseta formada por filamentosas próximas ao material disperso. Rosetas são formadas por vários filamentos radiados para fora de um floco comum, podem ser de filamentosas como *Thiothrix* spp. e Tipo 021N e são desenvolvidas quando

estão crescendo rápido (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003). Em (b) foram encontradas estruturas semelhantes a tétrades, um agrupamento de quatro células de cocos.

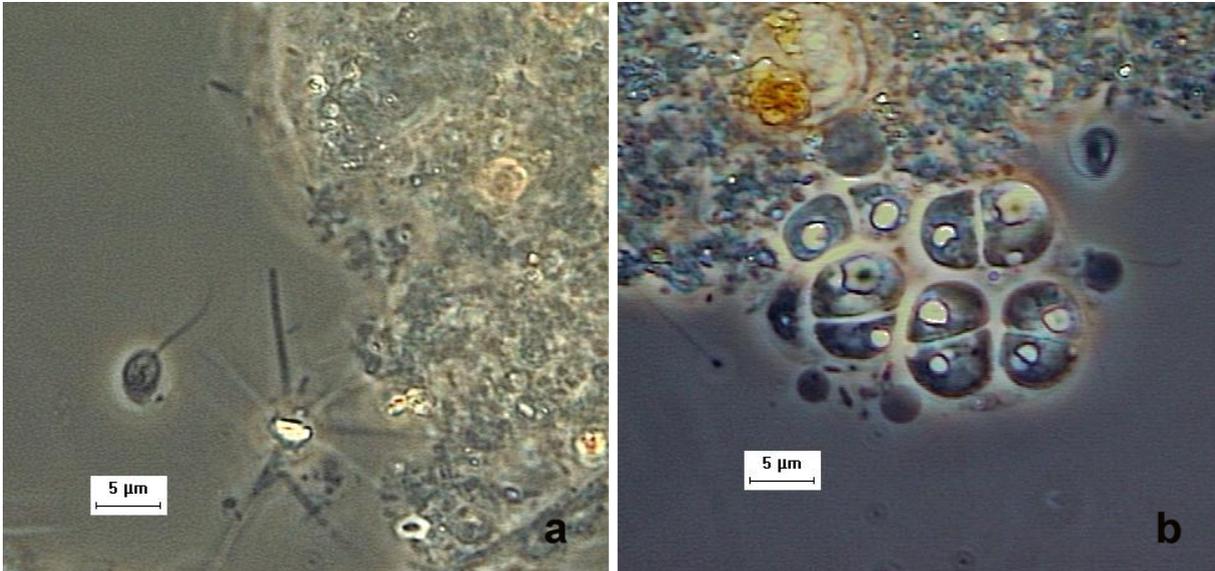


Figura 5.23 – Imagens da microscopia óptica no final do período experimental: (a) protozoário flagelado e roseta de filamentosas; (b) tétrades.

A Figura 5.24 indica microrganismos de interesse para nitrificação e desnitrificação. Em (a) apresentaram-se cocos que podem ser semelhantes a *Nitrosococcus* spp., os quais são capazes de oxidar amônia, esse gênero é capaz de converter tanto para nitrito como para nitrato (MADIGAN et al., 2014). Em (b) foram encontrados bacilos dispersos que podem ser semelhantes a *Pseudomonas* spp, microrganismos conhecidos por realizarem desnitrificação e utilizarem carbono orgânico como fonte de carbono e doador de elétrons (MADIGAN et al., 2014).

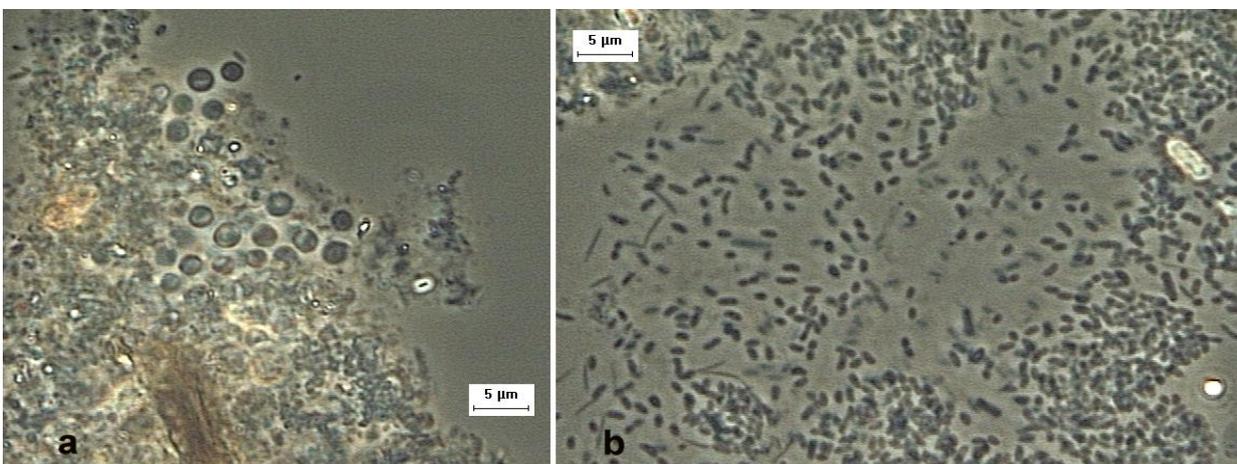


Figura 5.24 – Imagens microscopia óptica no final do período experimental: (a) cocos; (b) bacilos.

5.9.2. Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

As amostras das biopartículas para a MEV foram coletadas ao final do período experimental. Essa análise teve como intuito averiguar o arranjo dos microrganismos presentes no material suporte, tanto na parte superficial como no interior da espuma. Na parte mais superficial, foram observados diferentes tipos de protozoários, já na parte interna foram encontrados microrganismos menores. Em todas as amostras observadas foi encontrado material polimérico aderido à espuma de poliuretano. A Figura 5.25 contém imagens da colonização dos poros e de diferentes tipos de protozoários na parede da espuma.

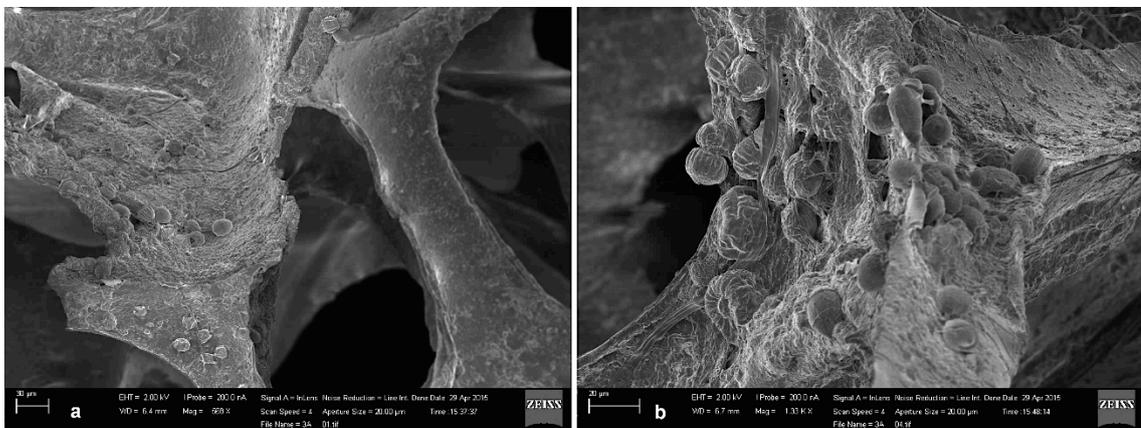


Figura 5.25 - Micrografias eletrônicas de varredura ao final do período experimental: (a) Visualização de colonização nos poros da espuma; (b) colonização de diferentes tipos de protozoários na parede da espuma.

Na zona externa das amostras foram identificados diferentes tipos de protozoários pedunculados, alguns bacilos, cocos e espirilos. Na Figura 5.26 foram identificadas diferentes morfologias de protozoários pedunculados e na Figura 5.27 foram apresentadas estruturas semelhantes a bacilos e espirilos.

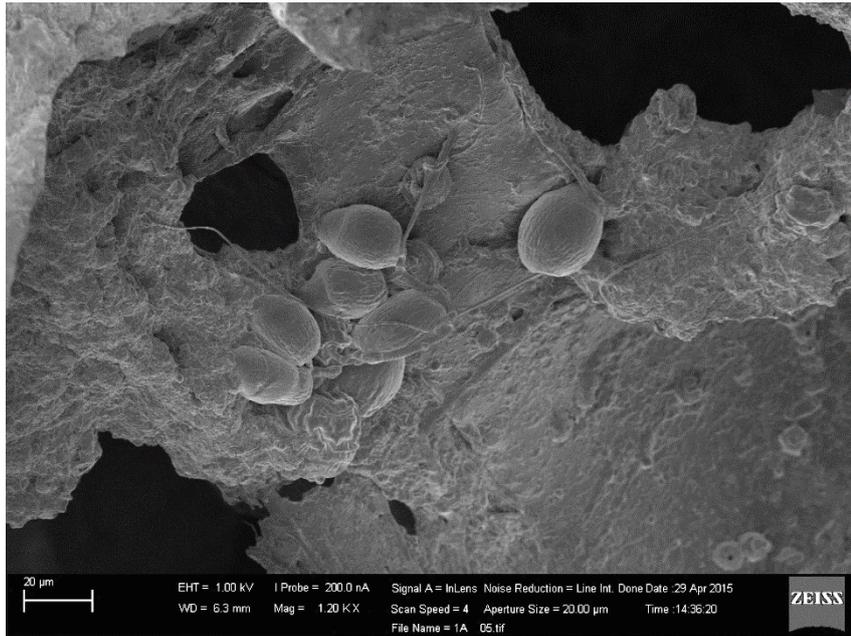


Figura 5.26 - Micrografia eletrônica de varredura ao final do período experimental com protozoários pedunculados na superfície da espuma.

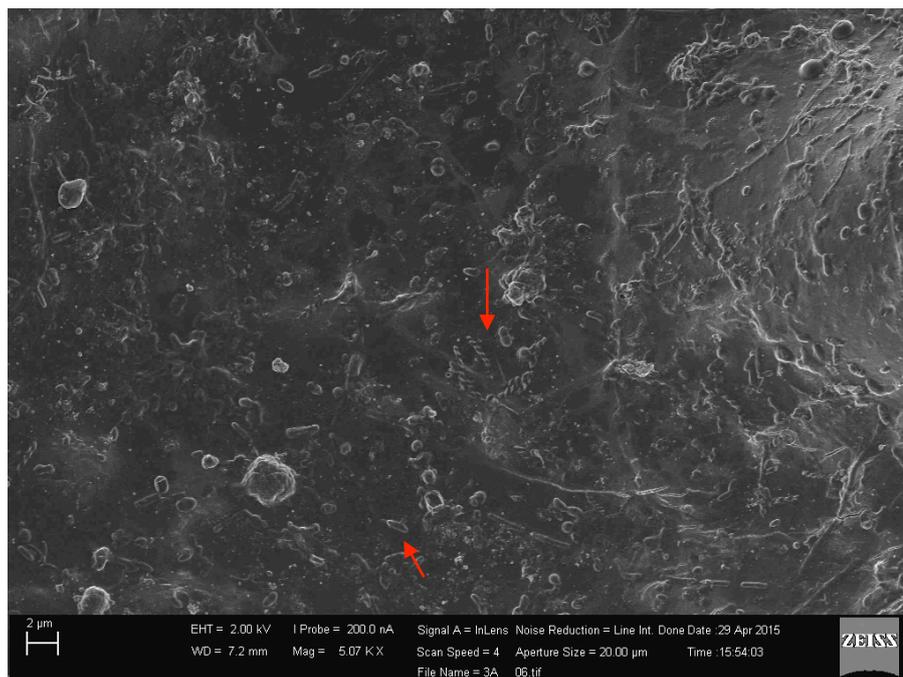


Figura 5.27 - Micrografia eletrônica de varredura ao final do período experimental com espirilos e bacilos, indicados pelas setas.

Na zona interna das amostras foram encontradas diferentes morfologias de bacilos, alguns filamentos, espirilos, espiroquetas e protozoários. Na Figura 5.28 estão apontadas algumas das estruturas visualizadas, nas setas vermelhas foram identificados bacilos, na parte circulado cocos e na seta tracejada amarela um microrganismo filamentos.

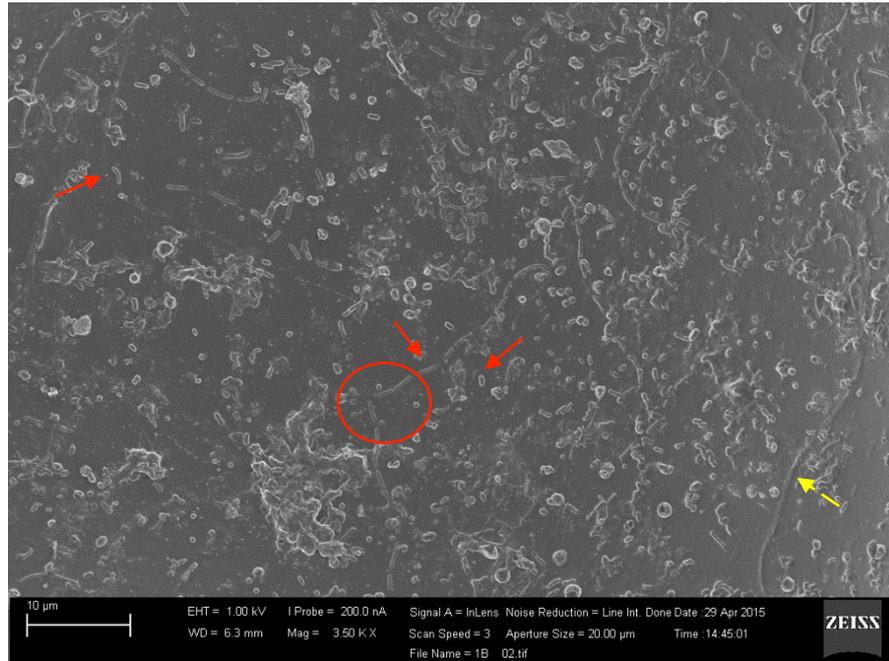


Figura 5.28 – Micrografia eletrônica de varredura ao final do período experimental com diferentes bacilos (setas vermelhas), cocos (circulado) e filamentosos (seta tracejada amarela).

Na Figura 5.29 é mostrada a presença de espirilos e bastonetes pelas setas. Já na Figura 5.30 é identificada uma estrutura semelhante à espiroqueta.

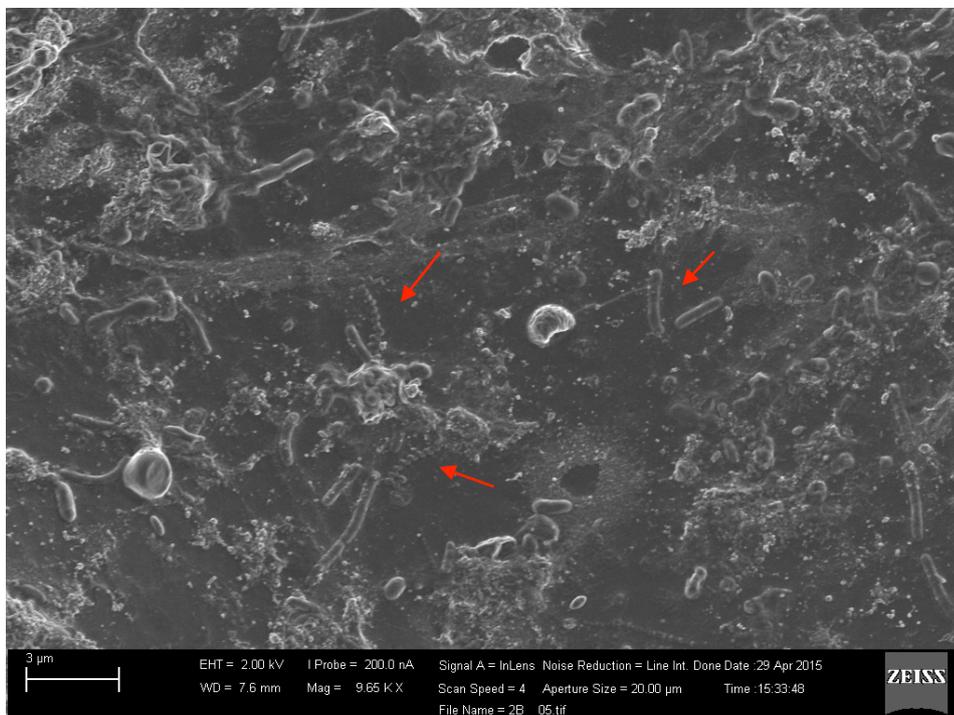


Figura 5.29 - Micrografia eletrônica de varredura ao final do período experimental: espirilos e bastonetes.

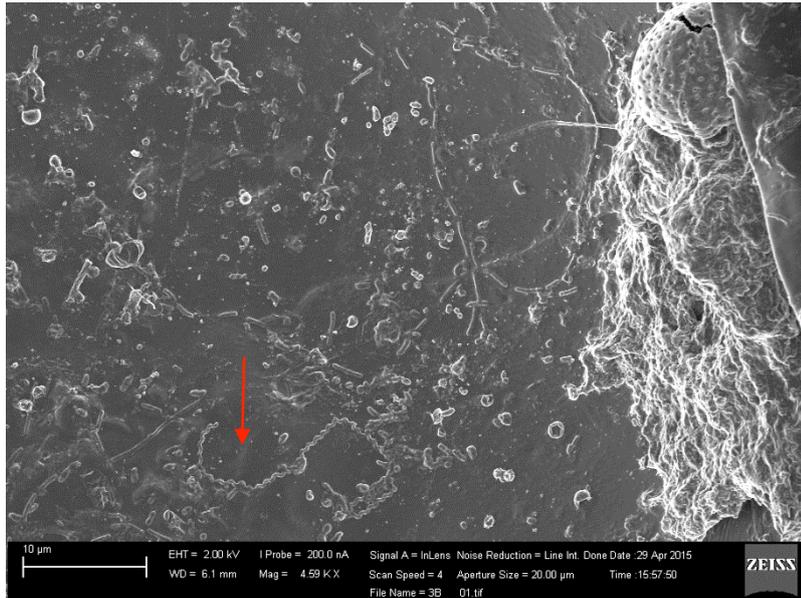


Figura 5.30 - Micrografia de varredura eletrônica ao final do período experimental com uma espiroqueta, indicada pela seta.

As figuras da MEV corroboram com as figuras da microscopia óptica. Nas duas microscopias foram encontrados pedunculados, bacilos e cocos. As estruturas que foram vistas apenas na MEV foram os espirilos e a espiroqueta. Os espirilos vistos na Figura 5.27 e Figura 5.29 podem ser semelhantes a *Spirillum* spp.

Como já citado no item anterior, os pedunculados normalmente ocorrem com baixas cargas orgânicas e altos tempos de retenção celular (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003), os bacilos e os cocos podem estar relacionados ao processo de nitrificação e desnitrificação. Já os espirilos e a espiroqueta crescem preferencialmente em concentrações altas de ácidos orgânicos e condições baixas de OD associados com septicidade (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003).

Dessa forma, foi verificada uma variedade morfológica presente nas espumas, porém não foi possível identificar estruturas semelhantes a outros processos de conversão nitrogenada, como Santos (2014) que visualizou *clusters* de microrganismos semelhantes à *anammox*.

5.10. Considerações para implantação do reator

Alguns fatores técnicos devem ser considerados para implantação dessa configuração de reator com um melhor desempenho e estabilidade, como: a rigidez e a durabilidade da estrutura do leito, a porosidade e o diâmetro das hastes de espumas, o dimensionamento do

sistema de aeração, locais de leitura dos parâmetros físicos entre outros. Esses cuidados são determinantes para manutenção da estabilidade do sistema, sob eficiências desejadas; contribuindo para a facilitar a montagem do sistema em escala ampliada. Alguns desses pontos são abordados em tópicos a seguir.

- Leito estruturado:

O leito estruturado do reator, compostos por hastes de espuma, apresentou dificuldades de implantação. As hastes de de espuma não foram estruturadas em hastes de inox, como nos reatores em escala de bancada, em função de dificuldades construtivas. Dessa forma, a estrutura foi menos rígida e estruturada que em escala de bancada. A proposta de estruturas que suportem a espuma precisa ser estudada.

Como essas estruturas de inox não eram fixas no reator, as mesmas flutuaram devido à força de empuxo exercida pelas espumas. Então, foi necessária a adaptação de contrapesos para que o leito submergisse. Porém, existem algumas soluções alternativas como a utilização de um material inoxidável mais pesado tanto para as hastes como para a estrutura e/ou a fixação do leito ao corpo do reator, tanto no topo como na base. Uma estrutura que compense o empuxo precisa ser projetada. A solda utilizada para compatibilização de elementos do sistema precisa ser de aço inoxidável, visando a durabilidade do sistema.

O diâmetro das espumas e a porosidade do reator são outras variáveis importantes para o projeto do leito do reator. Lim et al. (2011) estudaram a remoção nitrogenada em reatores em batelada sequenciais e leito móvel utilizando cubos de espuma como material suporte em diferentes tamanhos. Foram utilizados 4 reatores, cada um com um tamanho de espuma: 2 cm, 3 cm, 4 cm e 5cm, mantendo em cada reator a mesma proporção de 8% em volume (v/v). O reator com o menor cubo de espuma (2 cm) obteve a maior remoção de N-total, $37,3 \pm 1,1\%$.

Os autores observaram que a remoção nitrogenada foi inversamente proporcional ao tamanho do cubo, ou seja, quanto maior o cubo menor foi a remoção nitrogenada, cubos de 5 cm, 4 cm e 3 cm obtiveram remoções nitrogenadas totais de $14,6 \pm 0,6\%$, $19,1 \pm 0,3\%$ e $23,6 \pm 0,5\%$, respectivamente. Uma explicação para essa constatação foi que com menores cubos a área de superfície externa disponível para crescimento de biomassa aderida foi maior, conseqüentemente, menores cubos possuíam maiores quantidades de biomassa aderida. Dessa forma, o diâmetro das espumas pode interferir na eficiência da remoção nitrogenada.

Além disso, a proporção em volume entre a quantidade de cubos e o meio líquido do reator podem influenciar na eficiência de remoção nitrogenada. Lim et al. (2011) realizaram

testes em bateladas com proporções de 20%, 30% e 40% (v/v) com cubos de 2 cm, obtiveram remoção de N-total de 65%, 75% e 85%, respectivamente. Então, a maior concentração de meio suporte pode ter criado volumes maiores de zona anóxica para o processo NDS, aumentando assim a remoção nitrogenada. Dessa forma, o balanço entre volume útil, transferência de oxigênio através do suporte precisam ser adequadamente estudados.

- Dimensionamento do sistema de aeração:

Em função da necessidade de controle do aporte de oxigênio para a ocorrência de NDS, a alteração de temperatura exigirá atenção quanto às cargas aplicadas durante períodos de temperatura mais baixas. Uma vez que as cargas aplicadas não variam significativamente com a temperatura, o controle de fornecimento de OD deverá atender a demanda, sendo dimensionada para períodos de máximos e mínimos.

O dimensionamento pode ser realizado por meio do cálculo de oxigênio teórico que é necessário para conversão de matéria orgânica, nitrificação contidos no esgoto doméstico e manter o sistema com concentração de OD acima de $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$, prevendo um coeficiente de segurança. Nesta pesquisa foi utilizado o sistema de fornecimento de oxigênio foi feito por apenas um difusor localizado no centro do reator, o que dificultou a distribuição no meio reacional. Sugere-se que seja previsto sistema de distribuição, que permita melhor aporte de oxigênio aos diversos pontos do reator.

- Determinação de parâmetros físicos por meio de sondas

A leitura de parâmetros como OD e temperatura no sistema foram efetuadas apenas próximo à parede do reator, uma vez que o diâmetro do medidor era superior à abertura dos vazios no leito reacional. Dessa forma, disponibilizar mais pontos de leitura radialmente poderia ser importante para a informação de distribuição de oxigênio no meio reacional.

6. CONCLUSÕES

Com os resultados obtidos nesta pesquisa, foi possível avaliar a aplicação do reator LEIA em escala piloto para tratamento de esgoto sanitário, removendo matéria orgânica e nitrogenada, em temperatura ambiente.

O reator foi eficiente em remover matéria orgânica acima de 90% quando o TDH se encontrava em 48 e 36 horas. Para TDH de 24 horas a remoção foi diminuída para o mínimo de $78 \pm 16\%$.

A aeração intermitente possibilitou aumento na eficiência da remoção de N-total, que alcançou $72,4 \pm 6,4\%$, com TDH de 48 horas, temperatura de $24,7 \pm 1,0^\circ\text{C}$ e OD de $2,8 \pm 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ durante o período aerado.

Durante as etapas de aeração contínua, a nitrificação ocorreu satisfatoriamente em TDH de 48 e 36 horas, com eficiência máxima de remoção de N-total de $59,1 \pm 8,6\%$ para TDH de 36 horas com OD médio de $2,5 \pm 0,3 \text{ mg.L}^{-1}$. A desnitrificação foi prejudicada quando o reator foi submetido à aeração contínua, possivelmente pela falta de doador de elétrons e pela manutenção da concentração de OD acima de 1 mg.L^{-1} , valor indicativo para inibição da atividade dessas bactérias.

A adição de alcalinidade, na forma de NaHCO_3 , foi necessária para recuperar a alcalinidade do sistema, especialmente quando observou-se desequilíbrio entre a nitrificação e a desnitrificação, a última influenciada pela falta de doador de elétrons, principalmente durante os períodos de aeração contínua.

Apesar das dificuldades apresentadas no controle da aeração e da oscilação da temperatura, as eficiências de remoção nitrogenada obtidas de $59,1 \pm 8,6\%$ na etapa 4 e de $72,4 \pm 6,4\%$ na etapa 6 indicaram que o LEAI se apresenta como uma alternativa promissora em escala plena, requerendo ajustes para incremento da estabilidade da NDS.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para dar continuidade a este trabalho, o reator LEIA atinja um melhor desempenho e possa ser aplicado como tecnologia são feitas algumas sugestões a seguir.

- Testar a porosidade do leito e diâmetro das espumas afim de otimizar a NDS no reator LEIA.
- Dimensionar o sistema de aeração. O controle de OD nos níveis indicados na literatura, de 2,0 a 3,5 mg.L⁻¹, em reator LEAI submetido a variações na temperatura ambiente são necessários para determinar o TDH mínimo para a remoção combinada de DQO e N.
- Testar TDH menores, e conseqüentemente, maior taxa de esgoto tratado por dia, a partir do ajuste de OD para concentrações adequadas aos processos.
- Testar condições de aeração intermitente.
- Avaliar a necessidade de adição de álcali para que a nitrificação ocorra satisfatoriamente.
- Efetuar um estudo de viabilidade econômica: custos de investimentos, operação e manutenção do sistema, como gastos energéticos para manter a aeração, gastos com a adição de álcali, custos de instalação entre outros.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 19ª edição. Washington, D.C. APHA. 2005.

ARAÚJO, J. C. **Caracterização e evolução do biofilme em reator anaeróbio de leito fluidificado com esgoto sanitário sintético**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.

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. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 1, n. 3, p. 453–459, 2013.

BARNARD, J. L.; STEVENS, G. M.; LESLIE, P. J. Design strategies for nutrient removal plant. **Water Science and Technology**, v. 17, p. 233–242, 1985.

BERTANZA, G. Simultaneous nitrification-denitrification process in extended aeration plants: Pilot and real scale experiences. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 6, p. 53–61, 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, n. 92, Brasília, DF, 16 maio 2011, p. 89.

_____. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. 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 Oficial da União**, n. 053, Brasília, DF, 18 mar. 2005, p. 58-63.

CHIU, Y. C. et al. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 59, n. 1, p. 1–7, 2007.

CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Small and decentralized wastewater management systems**. Boston: WCB/McGraw-Hill, 1998.

DAI, Y.; CONSTANTINOU, A.; GRIFFITHS, P. Enhanced nitrogen removal in trickling filter plants. **Water Science and Technology**, v. 67, n. 10, p. 2273–2280, 2013.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O.E. Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 3, p. 356-365, 1961.

ENGIN, G. O.; DEMIR, I. Cost analysis of alternative methods for wastewater handling in small communities. **Journal of Environmental Management**, v. 79, n. 4, p. 357–363, 2006.
FUERHACKER, M. et al. Approach for a novel control strategy for simultaneous nitrification/denitrification in activated sludge reactors. **Water Research**, v. 34, n. 9, p. 2499–2506, 2000.

GAYLE, B. P. et al. Biological Denitrification of Water. **Journal of Environmental Engineering**, v. 115, n. 5, p. 930–943, out. 1989.

GUO, J. et al. The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. **Bioresource Technology**, v. 133, p. 59–67, 2013.

HANAKI, K.; WANTAWIN, C.; OHGAKI, S. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor. **Water Research**, v. 24, n. 3, p. 297–302, 1990.

HEM, L.; RUSTEN, B.; ØDEGAARD, H. Nitrification in a moving bed biofilm reactor. **Water Research**, v. 28, n. 6, p. 1425–1433, 1994.

HOLMAN, J. B.; WAREHAM, D. G. COD, ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process. **Biochemical Engineering Journal**, v. 22, n. 2, p. 125–133, 2005.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Banco de Dados Agregados (SIDRA). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008**. Esgotamento Sanitário. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/pnsb/default.asp>. Acessado em outubro de 2013.

JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G. T. **Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems**. 3rd ed. London: Lewis Publishers, 2003.

LI, Z. Evaluation of decentralized treatment of sewage employing bio-contact oxidation reactor integrated with filter bed. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 91, n. 4, p. 295–303, 2013.

LIM, J. W. et al. Nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor using polyurethane foam cubes of various sizes as carrier materials. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 21, p. 9876–9883, 2011.

LIM, J. W.; LIM, P. E.; SENG, C. E. Enhancement of nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor with intermittent aeration during REACT period. **Chemical Engineering Journal**, v. 197, p. 199–203, 2012.

LIU, Y. et al. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 3, p. 901–906, 2010.

MADIGAN, M. T. et al. **Brock biology of microorganisms**. 14th ed. Boston: Pearson, 2014.

MENG, Q. et al. Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor. **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, n. 8, p. 933–939, 2008.

METCALF & EDDY et al. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4th ed. New York: McGraw-Hill Education, 2003.

MOCKAITIS, G. et al. Continuous anaerobic bioreactor with a fixed-structure bed (ABFSB) for wastewater treatment with low solids and low applied organic loading content. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 37, n. 7, p. 1361–1368, 2014.

MOURA, R. B. DE. **Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, na remoção de carbono e nitrogênio de um efluente sintético**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

MOURA, R. B. DE. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário em reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente e recirculação do efluente**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

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, n. 1, p. 163–167, 2012.

MOUSSAVI, G.; KAZEMBEIGI, F.; FARZADKIA, M. Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 88, n. 1, p. 47–52, 2010.

MÜNCH, E. V.; LANT, P.; KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors and literature. **Water Research**, v. 30, n. 2, p. 277–284, 1996.

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

POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). **Water Science and Technology**, v. 39, n. 6, p. 61–68, 1999.

QIU, Y.; SHI, H.; HE, M. Nitrogen and Phosphorous Removal in Municipal Wastewater Treatment Plants in China: A Review. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2010, p. 1–10, 2010.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digester of high-strength wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 58, p. 406-411, 1986.

RITMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. **Environmental biotechnology: principles and applications**. McGraw-Hill, New York, 2001.

ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J. G. *Thiosphaera pantotropha* and other bacteria. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 57, p. 139–152, 1990.

SANTOS, C. E. D. DOS. **Influência da relação carbono/nitrogênio e da fonte de carbono no processo de nitrificação desnitrificação simultânea em reator de leito estruturado**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

SÃO PAULO. Decreto Nº 8.468 de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Diário Oficial do Estado de São Paulo, n. 171, São Paulo, SP, 9 set. 1976, p. 4 – 18.

SHUVAL, H. I.; GRUENER, N. **Infant Methemoglobinemia and Other Health Effects of Nitrates in Drinking Water.** In: Conference on Nitrogen as a Water Pollutant. Proceedings...Elsevier Ltd, 1977. p. 183-193.

SURAMPALLI, R. Y. et al. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 61, n. 2, p. 151–157, 1997.

TRAVIS, M. J.; WEISBROD, N.; GROSS, A. Decentralized wetland-based treatment of oil-rich farm wastewater for reuse in an arid environment. **Ecological Engineering**, v. 39, p. 81–89, 2012.

U. S. Environmental Protection Agency. **Manual: Nitrogen Control.** Washington, DC, 1993. 326 p.

U. S. Environmental Protection Agency. **Nutrient Control Design Manual: State of technology review report.** Cincinnati, Ohio, 2009. 104 p. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/Simple.html>>.

VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodos ativados: Teoria e aplicações para projetos e operação.** Universidade Federal da Paraíba, 1999. 488 p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. D. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions.** Vol. 1 & 2. London, UK: IWA Publishing, 2005.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1-3, p. 48–65, 2007.

YANG, S.; YANG, F. Nitrogen removal via short-cut simultaneous nitrification and denitrification in an intermittently aerated moving bed membrane bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 195, p. 318–323, 2011.

ZHOU, K. et al. Characteristics of microfauna and their relationships with the performance of an activated sludge plant in China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, n. 4, p. 482–486, 2008.