

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS**

**TALITA ALEIXO BARBOSA**

**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E MATÉRIA ORGÂNICA EM UM REATOR DE  
LEITO ESTRUTURADO EM ESCALA PILOTO, SUBMETIDO À AERAÇÃO  
INTERMITENTE, NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

**Poços de Caldas/MG**

**2023**

**TALITA ALEIXO BARBOSA**

**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E MATÉRIA ORGÂNICA EM UM REATOR DE  
LEITO ESTRUTURADO EM ESCALA PILOTO, SUBMETIDO À AERAÇÃO  
INTERMITENTE, NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Engenharia Ambiental pelo Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Federal de Alfenas.

Linha de Pesquisa: Tratamento de efluentes  
Orientador: Prof. Dr. Rafael Brito de Moura

**Poços de Caldas/MG**

**2023**

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas  
Biblioteca Campus Poços de Caldas

Barbosa, Talita Aleixo.

Remoção de nitrogênio e matéria orgânica em um reator de leito estruturado em escala piloto, submetido à aeração intermitente, no tratamento de esgoto sanitário / Talita Aleixo Barbosa. - Poços de Caldas, MG, 2023.

106 f. : il. -

Orientador(a): Rafael Brito de Moura.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) -  
Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, MG, 2023.

Bibliografia.

1. Reator de leito estruturado. 2. Aeração intermitente. 3. Remoção de nitrogênio. 4. Nitrificação e desnitrificação simultânea. 5. Escala piloto. I. Moura, Rafael Brito de , orient. II. Título.

## TALITA ALEIXO BARBOSA

### Remoção de Nitrogênio e Matéria Orgânica em um Reator de Leito Estruturado em escala piloto, submetido à Aeração Intermitente, no Tratamento de Esgoto Sanitário

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Alfnas. Linha de Pesquisa: Tratamento de efluentes

Aprovada em: 31 de março de 2023

Prof. Dr. Rafael Brito de Moura  
Instituição: Universidade Federal de Alfnas

Profa. Dra. Ana Claudia Barana  
Instituição: Universidade Estadual de Ponta Grossa

Profa. Dra. Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic  
Instituição: Universidade de São Paulo



Documento assinado eletronicamente por **Rafael Brito de Moura, Professor do Magistério Superior**, em 18/04/2023, às 16:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ana Cláudia Barana, Usuário Externo**, em 26/04/2023, às 14:38, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic, Usuário Externo**, em 04/05/2023, às 14:14, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **0975243** e o código CRC **DCC0EBA1**.

*Dedico este trabalho à minha família*

## **Agradecimentos**

A Deus, por sempre guiar a minha vida.

Aos meus pais, Solange e Paulo, por todo o apoio e sacrifício em prol dos meus estudos. Gratidão por serem tão presentes mesmo com a distância. Todas as minhas conquistas são dedicadas a vocês.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Rafael Brito de Moura, pelos ensinamentos e pelo enriquecimento da minha vida acadêmica em decorrência da oportunidade de participar desse grande projeto.

Ao meu noivo, Raphael, pelo companheirismo, pela paciência, pela ajuda em seus dias de folga, por organizar minha rotina/agenda e, principalmente, por ser o melhor parceiro que alguém poderia ter.

Ao Carlos Eduardo (Kadu), pelo focinho gelado e rabo abanando que aquece meu coração em dias cansativos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pelo apoio concedido através da bolsa disponibilizada.

Ao Departamento Municipal de Água e Esgoto de Poços de Caldas – DMAE, por permitir o desenvolvimento do trabalho na ETE-Bortolan, e ao servidor Frank e estagiário Renan, pelo auxílio na operação do reator.

Ao Prof. Dr. Dagoberto Y. Okada e à Prof. Dr. Juliana K. Braga, membros da banca da minha qualificação, por compartilharem dicas tão valiosas.

Aos técnicos e funcionários da Unifal-MG, ao Fábio da USP, à Alessandra, à Gabi e ao Douglas, pela parceria no laboratório.

À Tainara, pelas inúmeras chamadas de vídeo me ajudando.

Ao Bráulio e aos moradores da República Pé na Cova, por me darem abrigo quando retornei para Poços de Caldas.

Às minhas amigas, Fernanda, Marcella e Tayná, por todas - e foram muitas - risadas.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para que esse trabalho se tornasse possível.

À vida, por me proporcionar mais essa experiência.

*O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.*

## Resumo

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de matéria orgânica e nitrogenada, simultaneamente, do esgoto sanitário doméstico, em um Reator de Leito Estruturado e Aeração Intermitente (Structured bed reactor with intermitentted aeration - SBRIA), em escala piloto, instalado na ETE-Bortolan, em Poços de Caldas - MG. O SBRIA, operado com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 10 horas, possui formato cilíndrico, com diâmetro interno de 1,8 m e altura total de 5,1 m (altura útil de 4,9 m). O volume total do reator é de 12,3 m<sup>3</sup> e o volume útil é de 8,4 m<sup>3</sup>, gerando uma porosidade do leito de 66%. Apesar da característica predominantemente doméstica, as concentrações de entrada dos compostos nitrogenados oxidados, principalmente do nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), indicaram presença de efluente industrial, o que provavelmente resultou no aumento de sólidos na saída do reator e, conseqüentemente, na necessidade de simular uma unidade de decantação para alcançar melhores eficiências. A eficiência média de remoção da DQO sem sedimentação foi de 56 ± 31% e de 77 ± 10% com a sedimentação. O nitrogênio total (NT), por sua vez, teve a eficiência de remoção média de 54 ± 29%, com a baixa eficiência de remoção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), influenciada principalmente pela parcela de nitrogênio orgânico (N-org), como principal limitante. Utilizando os dados de N-org com simulação de uma unidade de decantação, a eficiência de remoção de NT aumentou para 74 ± 11%. Observa-se que, para as eficiências de remoção sem sedimentação, o desvio padrão indica a alta instabilidade ocasionada pelos sólidos. Mesmo com a instabilidade momentânea gerada possivelmente pela presença de compostos tóxicos para os microrganismos, o sistema apresentou resiliência e foi capaz de se recuperar, apresentando posteriormente altas eficiências de remoção e indicando mais uma vantagem do SBRIA. Quanto as vantagens já conhecidas, foi possível confirmar a possibilidade de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) por meio da aeração intermitente em escala piloto, reduzindo gastos com oxigenação, além da dispensabilidade de adição de substância alcalinizante. Por outro lado, visto a composição do efluente, não foi possível dispensar o uso de uma unidade de clarificação. Apesar disso, comparando com outros tratamentos, como o lodo ativado convencional, a quantidade de sólidos no efluente é bem reduzida, permitindo a economia com a diminuição da dimensão da unidade de clarificação.

**Palavras-chave:** SBRIA; remoção de nitrogênio; nitrificação e desnitrificação simultânea; NDS; reator de leito estruturado; escala piloto; esgoto sanitário.

## Abstract

This study aimed at evaluating the organic matter and nitrogen removal, simultaneously, from domestic sewage, in a Structured Bed Reactor subjected to intermittent aeration (SBRIA), on a pilot scale, installed at ETE-Bortolan, in Poços de Caldas - MG. The SBRIA, operated with a hydraulic detention time (TDH) of 10 hours, has a cylindrical shape, with an internal diameter of 1.8 m and a total height of 5.1 m (useful height of 4.9 m). The total volume of the reactor is 12.3 m<sup>3</sup> and the useful volume is 8.4 m<sup>3</sup>, generating a bed porosity of 66%. Despite the predominantly domestic characteristic, the input concentrations of oxidized nitrogenous compounds, mainly nitrate (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), indicated the presence of industrial effluent, which probably resulted in an increase in solids present at the reactor outlet and, consequently, the necessity to simulate a decantation unit to achieve better efficiencies. The average COD removal efficiency without sedimentation was 54 ± 29% and 77 ± 10% with sedimentation. The total nitrogen (NT), in turn, had an average removal efficiency of 54 ± 29%, with the low total Kjeldahl nitrogen (NTK) removal efficiency, mainly influenced by the organic nitrogen (N-org) portion, being the main limiting factor. Using the N-org data with simulation of a settling unit, the NT removal efficiency increased to 74 ± 11%. It is observed that, for the removal efficiencies without sedimentation, the standard deviation indicates the high instability caused by the solids. Even with the momentary instability possibly generated by the presence of toxic compounds for microorganisms, the system showed resilience and was able to recover, later showing high removal efficiencies and indicating yet another advantage of SBRIA. As for the already known advantages, it was possible to confirm the possibility of simultaneous nitrification and denitrification (NDS) through intermittent aeration on a pilot scale, reducing costs with oxygenation, in addition to the dispensability of adding an alkalizing substance. On the other hand, given the composition of the effluent, it was not possible to dispense the use of a clarification unit. Despite this, compared to other treatments, such as conventional activated sludge, the amount of solids in the effluent is quite reduced, allowing for savings with the reduction in the size of the clarification unit.

**Keywords:** SBRIA; nitrogen removal; simultaneous nitrification and denitrification; NDS; structured bed reactor; pilot scale; sanitary sewage.

## Lista de Figuras

Figura 1 – Eutrofização na represa Bortolan, em Poços de Caldas, em abril de 2021 .....	23
Figura 2 – ETE-Bortolan, em Poços de Caldas-MG, cujo tratamento secundário é realizado por reator UBOX. Na imagem também é possível observar o SBRIA em escala piloto .....	37
Figura 3 – Parte superior do UBOX pertencente a ETE-Bortolan, em Poços de Caldas-MG .....	38
Figura 4 – Disposição do SBRIA piloto na ETE-Bortolan, em Poços de Caldas. A peneira rotativa, circulada em vermelho, apresentou problemas e não operou durante todo o período experimental. Uma grade provisória, indicada pela seta, foi inserida... ..	39
Figura 5 – Caixa de areia da ETE-Bortolan, Poços de Caldas, com esgoto de aparência não doméstica indicada pela coloração. À esquerda, com coloração esbranquiçada, o afluente refere-se ao 23º dia de operação do SBRIA e, à direita, em tom arroxeado, refere-se ao 69º dia .....	41
Figura 6 – SBRIA, em escala piloto, com formato cilíndrico, construído em fibra de vidro, com orifício para entrada próximo a base e saída na parte de cima .....	42
Figura 7 – Esboço da parte interna do SBRIA, indicando as divisões dos 4 módulos e o fluxo ascendente.....	43
Figura 8 – Material suporte do SBRIA: Estruturas prismáticas de espuma de poliuretano .....	43
Figura 9 – Difusores de Oxigênio Bolha Fina Circular HD B&F 270 mm.....	44
Figura 10 – Disposição dos difusores no interior do reator.....	44
Figura 11 – Bomba Sulzer submersível Abs Robusta 250 t Trifásica IP68 220v de 0,5 CV ...	45
Figura 12 – Sopradores: Morovácuo CRM-8 e Nexco 2CRN 750 .....	45
Figura 13 – Instalação do SBRIA na ETE-Bortolan, em Poços de Caldas, com o auxílio de um caminhão munck.....	46
Figura 14 – Base de areia em que o SBRIA foi alocado com o intuito de nivelar a superfície e evitar impactos.....	47
Figura 15 – Produção de espuma no topo do SBRIA indicando oxigenação no sistema.....	50
Figura 16 – À esquerda, béquer com amostra do efluente sem sedimentação. À direita, a mesma amostra após a simulação de unidade de clarificação, realizada por meio de sedimentação após deixar o recipiente em repouso por cerca de 3 minutos .....	56
Figura 17 – Aparência límpida do efluente do SBRIA em coleta realizada com aeração desligada. Visualmente, nota-se a baixa quantidade de sólidos sedimentáveis.....	60
Figura 18 – Inserção de lodo proveniente do UASB da ETE-Córrego Dantas (DMAE).....	101
Figura 19 – Limpeza completa e drenagem realizada com auxílio de caminhão fossa.....	102
Figura 20 – Nova tubulação de conexão da aeração, com diâmetro de 60 mm .....	103
Figura 21 – Adição de mais 7 difusores de ar no interior do reator, passando de 5 para 12..	103

## Lista de Gráficos

- Gráfico 1 – Concentrações de entrada e saída de  $N-NH_4^+$  em função do tempo na Fase de Adaptação. A diminuição dos valores de saídas em relação aos de entrada indicam o processo de nitrificação ..... 51
- Gráfico 2 – Concentrações de saída dos compostos nitrogenados em função do tempo na Fase de Adaptação, apresentando o comportamento do início do processo de nitrificação ..... 51
- Gráfico 3 – Eficiências de remoção da DQO não filtrada no eixo vertical principal, assim como suas respectivas concentrações de entrada e saída no eixo vertical secundário, em função do tempo, ao longo da Fase de Adaptação, indicando a biodegradação da matéria orgânica concomitantemente ao processo de nitrificação ..... 52
- Gráfico 4 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de DQO não filtrada na Fase 1. O comportamento das concentrações no gráfico evidenciam a grande variação dos dados ..... 53
- Gráfico 5 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de DQO não filtrada na Fase 1. A variação entre a eficiência, de 0 a 93,21%, resultaram em um desvio padrão elevado, de 31% ..... 53
- Gráfico 6 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de DQO filtrada na Fase 1. As concentrações de saída foram inferiores as concentrações de entrada em todas as análises, indicando uma eficiência de remoção superior a encontrada para a DQO não filtrada ..... 55
- Gráfico 7 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de DQO filtrada na Fase 1. A eficiência de remoção para a DQO filtrada, com desvio padrão de 10%, apresenta mais estabilidade do que para a não filtrada ..... 55
- Gráfico 8 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de DQO com entrada não filtrada e saída sedimentada, simulando uma unidade de clarificação, na Fase 1 ..... 57
- Gráfico 9 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de DQO, na Fase 1, com a simulação de uma unidade de clarificação ..... 57
- Gráfico 10 – Variação das concentrações de sólidos sedimentáveis no efluente do SBRIA, na Fase 1, em função da aeração. As concentrações de sólidos sedimentáveis no momento em que a aeração está ativada é substancialmente superior do que no período em que a aeração está off ..... 59
- Gráfico 11 – Relação entre a DQO e os dados da Série de Sólidos na Fase 1, ambos de saída. O ST é a soma do STV e do STF, por isso seu valor sempre será maior ou igual aos outros citados. Pelo gráfico, percebe-se a predominância do STV em relação ao STF ..... 61
- Gráfico 12 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída do SSV, obtidos teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO não filtradas ..... 63
- Gráfico 13 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída do SSV, obtidos teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO filtradas ..... 63
- Gráfico 14 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada não filtrada e saída sedimentada do SSV, obtidas teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO sedimentadas, simulando uma unidade de clarificação ..... 64
- Gráfico 15 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída de  $N-NH_4^+$  na Fase 1 ..... 67

Gráfico 16 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> na Fase 1, com valor mínimo de 50% e máximo de 100% .....	67
Gráfico 17 – Produção de N-NO <sub>2</sub> –, em função do tempo, gerada pela ocorrência da nitrificação. Os pontos em que a concentração é nula não indicam que não houve produção, visto que o consumo do N-NO <sub>2</sub> – na nitratação ocorre simultaneamente .....	68
Gráfico 18 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de N-NO <sub>3</sub> – na Fase 1, indicando presença de esgoto industrial e de limitação no processo de desnitrificação .....	69
Gráfico 19 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída de N-org, obtidas teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO não filtradas .....	71
Gráfico 20 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída de N-org, obtidas teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO filtradas .....	71
Gráfico 21 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada não filtrada e saída sedimentada de N-org, obtidas teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO sedimentadas, simulando uma unidade de clarificação .....	72
Gráfico 22 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída de NTK utilizando os dados de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e do N-org não filtrado.....	73
Gráfico 23 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de N-org não filtrado na Fase 1. A variação entre a eficiência, entre 0 e 95%, resultaram em um desvio padrão elevado, de 27% .....	73
Gráfico 24 – Concentrações de entrada do NTKt, do N-org e de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> em função do tempo. O NTK é a soma do N-org e do N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , por isso seu valor sempre será maior ou igual ao dos outros citados. Pelo gráfico, percebe-se a predominância do N-org em relação ao N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> na entrada.....	74
Gráfico 25 – Concentrações de saída do NTKt, do N-org e de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> em função do tempo. Os valores do N-org na saída são muito semelhantes aos do NTKt, indicando que a eficiência de remoção do NTKt foi prejudicada pela sua presença.....	75
Gráfico 26 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) comparando as concentrações de saída do NTKt, obtidas por estequiometria, e do NTKa, obtidas analiticamente.....	76
Gráfico 27 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída de NTKt, utilizando os dados de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e do N-org filtrado.....	77
Gráfico 28 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de NTKt filtrado na Fase 1 .....	77
Gráfico 29 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada não filtrada e saída sedimentada de NTKt, utilizando os dados de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e do N-org sedimentado, simulando uma unidade de clarificação .....	78
Gráfico 30 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de NTKt filtrado na Fase 1 .....	78
Gráfico 31 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de NT, considerando o N-org não filtrado, na Fase 1 .....	80
Gráfico 32 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de NT, considerando o N-org não filtrado .....	80
Gráfico 33 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de NT, para o N-org filtrado, na Fase 1 .....	81

Gráfico 34 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de NT, considerando o N-org filtrado	81
Gráfico 35 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de NT com simulação de unidade de clarificação, considerando o N-org com entrada sem filtração e saída sedimentada, na Fase 1 .....	82
Gráfico 36 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de NT com simulação de unidade de clarificação, considerando o N-org com entrada sem filtração e saída sedimentada, na Fase 1 .....	82
Gráfico 37 – Eficiências de remoção do NT e do NTK no eixo primário, considerando o N-org não filtrado, e as concentrações de N-NO <sub>2</sub> – e N-NO <sub>3</sub> – no eixo secundário.....	83
Gráfico 38 – Eficiências de remoção do NT e do NTK no eixo primário, considerando o N-org filtrado, e as concentrações de N-NO <sub>2</sub> – e N-NO <sub>3</sub> – no eixo secundário .....	84
Gráfico 39 – Eficiências de remoção do NT e do NTK no eixo primário, com simulação de uma unidade de clarificação, considerando o N-org com entrada não filtrada e saída sedimentada, e as concentrações N-NO <sub>2</sub> – e N-NO <sub>3</sub> – no eixo secundário .....	84
Gráfico 40 – Concentrações médias de cada componente nitrogenado (N-org, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>2</sub> – e N-NO <sub>3</sub> –) afluente e efluente ao SBRIA, considerando o N-org não filtrado.....	85
Gráfico 41 – Concentrações médias de cada componente nitrogenado (N-org, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>2</sub> – e N-NO <sub>3</sub> –) afluente e efluente ao SBRIA, considerando o N-org filtrado .....	86
Gráfico 42 – Concentrações médias de cada componente nitrogenado (N-org, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>2</sub> – e N-NO <sub>3</sub> –) afluente e efluente ao SBRIA, considerando o de N-org com entrada não filtrada e saída sedimentada .....	86
Gráfico 43 – Tempo (d) x Alcalinidade Total (mg/L), de Entrada e Saída, na Fase 1 .....	87
Gráfico 44 – Comportamento da alcalinidade em função do N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , ambas na saída .....	87
Gráfico 45 – Tempo (d) x pH, de entrada e saída.....	88

## **Lista de Quadros**

Quadro 1 – Atividades realizadas no período entre a instalação do reator e o início das alterações do sistema .....	105
Quadro 2 – Atividades realizadas durante as alterações do sistema e no início da Fase de Adaptação .....	106
Quadro 3 – Atividades realizadas na Fase 1, em que o reator de fato atuou como um SBRIA .....	106

## Lista de Tabelas

Tabela 1 – Limites para a concentração de $N-NH_4^+$ de acordo com a classificação do corpo receptor de água doce, em função do pH, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05 .....	22
Tabela 2 – Características médias do esgoto sanitário afluente ao SBRIA.....	40
Tabela 3 – Concentrações médias da série de sólidos (ST, STV e STF), de entrada e saída da Fase 1, com seus respectivos desvios-padrões. Considerando os desvios, as concentrações mantiveram-se sem alterações, não havendo eficiência de remoção .....	60
Tabela 4 – Concentrações de entrada e saída da DBO e suas respectivas eficiências. A Tabela também apresenta as médias e os desvios-padrões dos dados.....	65
Tabela 5 – Comparação entre as concentrações de saída do NTKt, obtidas por estequiometria, e do NTKa, obtidas analiticamente.....	76
Tabela 6 – Mensuração do OD realizada a cada 10 minutos a partir do desligamento da aeração .....	100

## Lista de Siglas

Anammox – Anaerobic Ammonium Oxidation

ATP – Adenosina trifosfato

CERH-MG - Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental

CV – Cavalo-vapor

C/N – Relação Carbono/Nitrogênio

DQO – Demanda química de oxigênio

ETE – Estação de tratamento de esgoto

F/M – Relação Alimento/Microrganismo

g – Grama

H – Hidrogênio

kJ – Quilojoule

L – Litro

m – Metro

min – Minuto

mg – Miligrama

mm – Milímetro

N – Nitrogênio

N<sub>2</sub> – Gás nitrogênio

NDS – Nitrificação e desnitrificação simultânea

NH<sub>3</sub><sup>+</sup> – Nitrogênio na forma de amônia não ionizada

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – Nitrogênio na forma de amônia ionizada

N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – Nitrogênio englobando a forma de amônia e íon amônio

N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> – Nitrogênio na forma de nitrito

N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – Nitrogênio na forma de nitrato

N-org – Nitrogênio orgânico

NT – Nitrogênio Total

NTK – Nitrogênio Total de Kjeldahl

NTKa – Nitrogênio Total de Kjeldahl obtido analiticamente

NTKt – Nitrogênio Total de Kjeldahl obido por estequiometria

O – Oxigênio

OD – Oxigênio dissolvido

ONU – Organização das Nações Unidas

pH – Potencial hidrogeniônico

s – Segundo

SBRIA – Structured bed reactor with intermitentted aeration

SST – Sólidos suspensos totais

ST – Sólidos totais

STF – Sólidos totais fixos

SSV – Sólidos suspensos voláteis

STV – Sólidos totais voláteis

TDH – Tempo de detenção hidráulica

UASB – Upflow anaerobic sludge blanket

USP – Universidade de São Paulo

°C – Graus Célsius

µm – Micrômetro

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>18</b>
1.1	OBJETIVOS .....	20
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>21</b>
2.1	MATÉRIA NITROGENADA NO ESGOTO SANITÁRIO DOMÉSTICO .....	21
2.2	REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO .....	23
<b>2.2.1</b>	<b>Nitrificação e desnitrificação .....</b>	<b>23</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Nitrificação e desnitrificação simultânea .....</b>	<b>25</b>
2.3	REATOR DE LEITO ESTRUTURADO COM AERAÇÃO INTERMITENTE (SBRIA) .....	27
<b>2.3.1</b>	<b>Evolução na utilização de SBRIA .....</b>	<b>28</b>
2.3.1.1	SBRIA em escala de bancada .....	28
2.3.1.2	SBRIA em escala piloto .....	32
2.4	ESCALAS, DA BANCADA AO PILOTO, E A INOVAÇÃO .....	33
<b>2.4.1</b>	<b>Escalonamento do SBRIA .....</b>	<b>34</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>37</b>
3.1	ÁGUA RESIDUÁRIA .....	37
3.2	DESCRIÇÃO DO REATOR .....	41
3.3	INSTALAÇÃO DO REATOR .....	46
3.4	PARÂMETROS OPERACIONAIS .....	47
3.5	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL .....	47
<b>3.5.1</b>	<b>ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS .....</b>	<b>47</b>
<b>3.5.2</b>	<b>ESTEQUIOMETRIA ATRAVÉS DA COMPOSIÇÃO ELEMENTAR DA BIOMASSA .....</b>	<b>48</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>50</b>
4.1	FASE DE ADAPTAÇÃO .....	50
4.2	FASE 1 .....	53
<b>4.2.1</b>	<b>DQO .....</b>	<b>53</b>
4.2.1.1	DQO não filtrada .....	53
4.2.1.2	DQO filtrada .....	54

4.2.1.3	DQO - Saída sedimentada .....	56
<b>4.2.2</b>	<b>Sólidos.....</b>	<b>58</b>
4.2.2.1	Sólidos sedimentáveis .....	58
4.2.2.2	Série de sólidos.....	60
4.2.2.2.1	<i>Sólidos Suspensos Voláteis.....</i>	<i>62</i>
<b>4.2.3</b>	<b>DBO .....</b>	<b>65</b>
<b>4.2.4</b>	<b>Compostos nitrogenados .....</b>	<b>66</b>
4.2.4.1	Nitrogênio amoniacal .....	66
4.2.4.2	Nitrito e nitrato .....	69
4.2.4.3	Nitrogênio orgânico.....	70
4.2.4.4	NTK.....	72
4.2.4.5	Nitrogênio total.....	79
<b>4.2.5</b>	<b>Alcalinidade total e pH.....</b>	<b>86</b>
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>89</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>91</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>92</b>
	<b>APÊNDICE A: ADAPTAÇÕES NO SISTEMA ENTRE A INSTALAÇÃO E A OPERAÇÃO .....</b>	<b>99</b>
	<b>APÊNDICE B - CALENDÁRIO: ATIVIDADES REALIZADAS .....</b>	<b>105</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento sustentável está incluso nos objetivos integrados à atividade dos profissionais da área tecnológica, com o intuito de otimizar o uso dos recursos naturais. Entre eles, tem-se a água como um bem limitado e limitante, cuja quantidade permanece constante e sua ausência, restrição ou má qualidade interfere em fatores econômicos e sociais (CONSELHO REGIONAL DE ENGENHARIA E AGRONOMIA DE MINAS GERAIS, 2018).

A qualidade da água está diretamente relacionada à falta de saneamento básico, definido pela Lei nº 11.445/2007 como o conjunto dos serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem urbana, manejos de resíduos sólidos e de águas pluviais. Enfatizando ainda mais a importância da água e do esgotamento sanitário, a Organização das Nações Unidas - ONU, através da Resolução 64/292 da Assembleia Geral de 2010, reconheceu formalmente o direito humano a estes itens e, em 2015, aprovou a Agenda 2030, que consiste em um plano de ação colaborativo que contém como sexto indicador brasileiro para os objetivos de desenvolvimento sustentável o tema “água potável e saneamento”.

Neste contexto, o tratamento adequado de águas residuárias, dentre eles o esgoto sanitário, tem sido amplamente estudado, visando adequar os sistemas existentes e gerar novas tecnologias para aumentar a eficiência de remoção dos poluentes, buscando a remoção não só da matéria orgânica, mas também de nutrientes como o nitrogênio.

O excesso de compostos nitrogenados em ambientes aquáticos pode levar a ocorrência da eutrofização, que é o aumento da concentração de poluentes no meio líquido. Isso favorece a proliferação de vegetação aquática, reduzindo a passagem de luz devido a cobertura superficial e, conseqüentemente, impedindo que os organismos de camadas inferiores realizem a fotossíntese, comprometendo a disponibilização de oxigênio dissolvido (OD) do meio (SILVA, 2014). A disponibilidade de OD no meio também é comprometida pelo seu consumo no processo de oxidação do  $N-NH_4^+$  por ação de bactérias nitrificantes.

Quanto a problemas de saúde pública, a transformação do ferro transportado pela hemoglobina do estado ferroso para a forma férrica, devido ao consumo de águas ricas em nitrogênio na forma de  $N-NO_3^-$ , provoca a perda da capacidade de transportar oxigênio pelo sangue, alterações cardiovasculares e efeitos neurológicos (SANTOS, 2014).

Nos tratamentos de esgotos domésticos convencionais, como reatores de lodos ativados, sistemas de lagoas e reatores anaeróbios, não há etapas específicas para remoção de nitrogênio,

com nitrificação e desnitrificação, ficando a mesma condicionada a capacidade de ocorrência na sedimentação primária e a adaptações do tratamento biológico convencional, gerando maiores custos operacionais. Neste último, com exceção das reduzidas partes assimiladas pelo lodo biológico e das parcelas de  $N_2$  liberado proveniente de ambientes anóxicos, o que se tem é uma transformação das formas inorgânicas reduzidas em formas mais oxidadas, não promovendo uma efetiva remoção (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Buscando aprimorar o tratamento, diversas tecnologias para a redução de concentração do nitrogênio total (NT) vêm sendo estudadas, destacando-se, entre elas, o reator de leito estruturado com aeração intermitente (structured-bed reactor with intermitente aeration – SBRIA). Neste sistema, o processo de remoção da matéria orgânica ocorre concomitantemente com as etapas de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS).

Na NDS, a concentração de OD no meio líquido é fundamental para a ocorrência da nitrificação. Por outro lado, o processo de desnitrificação é desfavorecido pela presença do mesmo (MOURA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2012). Assim, trabalhando com aeração intermitente e leito fixo em espuma de poliuretano, o SBRIA permite que a concentração de OD seja adequada para proporcionar condições favoráveis para os processos de nitrificação e desnitrificação.

Resultados de estudos em escala de bancada utilizando SBRIA têm atingido eficiências superiores a 80% tanto para remoção de NT quanto para remoção de matéria orgânica. Esses estudos, embasados em ampla revisão do estado da técnica, foram fundamentais para confirmar a potencial aplicação tecnológica do reator e apresentar, por meio de experimentos laboratoriais, as condições de operações ótimas da configuração.

Com base nisso e sabendo que a inovação se baseia na introdução comercial de um novo produto ou combinação e atua como motor do crescimento industrial e, conseqüentemente, do desenvolvimento das nações (SCHUMPETER, 1934), torna-se fundamental o estudo deste modelo de reator em escala piloto para então inovar. Além disso, estudar este reator em dimensões maiores permite avaliar alguns fatores que, ligado à escala, podem influenciar o comportamento do reator.

Sendo assim, o presente estudo apresenta a operação de um SBRIA em escala piloto, alimentado com esgoto sanitário, visando a remoção de matéria orgânica e nitrogênio.

## 1.1 OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo principal avaliar a eficiência de remoção de nitrogênio e matéria orgânica em um reator SBRIA, em escala piloto, tratando esgoto sanitário. Para isso, serão atingidos os seguintes objetivos específicos:

- a) Instalar o reator SBRIA em escala piloto;
- b) Avaliar a estabilidade do sistema na eficiência de remoção de DQO;
- c) Verificar do potencial de remoção de nitrogênio total;
- d) Quantificar os compostos nitrogenados intermediários do processo;
- e) Avaliar a influência da presença de sólidos na eficiência geral do sistema;
- f) Averiguar o balanço de alcalinidade.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 MATÉRIA NITROGENADA NO ESGOTO SANITÁRIO DOMÉSTICO

No esgoto sanitário proveniente de ambientes domésticos, o nitrogênio é encontrado predominantemente nas formas orgânica (N-org), correspondente a grupamentos amina, e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, oriundo da hidrólise de compostos orgânicos nitrogenados como a ureia (MOTA, 2009). Segundo Sant'anna Junior (2010), essa possibilidade de as substâncias orgânicas nitrogenadas sofrerem hidrólise faz com que os níveis de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluentes às estações de tratamento de esgotos possuam uma faixa de variação relativamente alta, entre 10 a 60 mg/L.

O N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pode estar em forma de íon, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, ou não ionizada, N-NH<sub>3</sub>, dependendo do pH do meio. Em meio ácido, a forma predominante é a ionizada, entre pH 8 e 9, tem-se a variação de 8 a 70% da fração não ionizada e, por fim, para pH superior a 11, a forma não ionizada é dominante (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Ambas as formas são tóxicas ao meio aquático, sendo que a penetração da forma livre em membranas celulares se torna mais rápida à medida em que se intensifica a característica básica do meio, potencializando o efeito prejudicial nos organismos (SÃO PAULO, 2022).

Em formato oxidado, a matéria nitrogenada é composta pelo N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e pelo N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, cujas concentrações são bem menores que do N-org e do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no esgoto doméstico bruto, sendo consideradas desprezíveis (MIKI *et al.*, 2022). Considerando isto, uma forma para se quantificar o material nitrogenado no esgoto de origem doméstica afluente ao tratamento é através da contribuição conjunta do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e do N-org, denominada Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) (MOTA, 2009).

Quanto aos limites de lançamento efluente, a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, não exige o padrão de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> total para esgoto de origem doméstica. Apesar disso, é essencial realizar o controle de qualidade da água para não alterar as características do corpo receptor que, segundo a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, limita o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em 10 mg/L e o N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> em 1 mg/L em águas doces de classe 1, 2 e 3. As limitações para os valores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> total variam em função do pH e são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Limites para a concentração de  $N-NH_4^+$  de acordo com a classificação do corpo receptor de água doce, em função do pH, conforme a Resolução CONAMA n° 357/05

Água doce: Concentração limite de $N-NH_4^+$ em função do pH		
pH	Classe 1 e 2	Classe 3
Menor que 7,5	3,7 mg/L	13,3 mg/L
Entre 7,5 e 8,0	2,0 mg/L	5,6 mg/L
Entre 8,0 e 8,5	1,0 mg/L	2,2 mg/L
Maior que 8,5	0,5 mg/L	1,0 mg/L

Fonte: Autora (2023).

A Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011 também apresenta a possibilidade do órgão ambiental competente, mediante fundamentação técnica, acrescentar outras condições e padrões para o lançamento de efluentes, inclusive quanto a maior restritividade, de acordo com as condições do corpo receptor. De todo modo, o COPAM e o CERH-MG, por meio da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n° 01, de 05 de maio de 2008, mantiveram o sugerido pela referida Resolução quanto a ausência de exigência de padrão de  $N-NH_4^+$  no lançamento do efluente.

Morais e Santos (2019) explicitam a contradição da abstenção de responsabilidade sobre o lançamento de  $N-NH_4^+$  de efluente proveniente de esgoto sanitário visto a existência de um padrão para as indústrias e demais empreendimentos privados, equivalente a 20 mg/L na legislação federal e na de Minas Gerais. Os autores citam que, além de permanecerem com elevada parcela do poluente, a vazão de descarte do tratamento de esgoto é elevada, gerando impactos ambientais. Um exemplo de impacto ambiental gerado pelo excesso de nutrientes como o nitrogênio foi a eutrofização ocorrida na represa Bortolan, em Poços de Caldas, no mês de abril de 2021, por meio da proliferação de aguapés, apresentada na Figura 1. No caso, foram utilizadas máquinas para retirar parte dos aguapés e iniciados estudos para aumentar o controle da qualidade da água no local.

Por outro lado, a exceção específica teve como intuito evitar o impedimento do licenciamento de sistemas de tratamento simples e menos eficientes, com a expectativa de que melhorias futuras seriam efetuadas nas estações para melhorar suas eficiências. Vale ressaltar que a principal tipologia de tratamento de esgoto sanitário no Brasil é o reator anaeróbio, cuja eficiência de remoção do  $N-NH_4^+$  é inferior a 50% (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, 2020; VON SPERLING, 2016).

Figura 1 – Eutrofização na represa Bortolan, em Poços de Caldas, em abril de 2021



Fonte: POCOSCOM (2023)

## 2.2 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

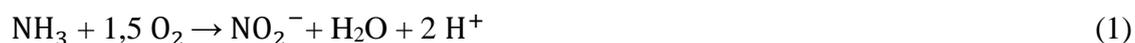
### 2.2.1 Nitrificação e desnitrificação

Os processos biológicos para remoção de nitrogênio possuem como vantagem a formação de subprodutos que exigem pós-tratamentos simplificados e custo inferior aos métodos físico-químicos (GADELHA, 2013). As etapas de nitrificação e desnitrificação em unidades distintas compõem o processo convencional de remoção biológica de nitrogênio. A nitrificação consiste na oxidação do  $N-NH_4^+$  ( $NH_3$  e  $NH_4^+$ ) em  $NO_2^-$ , processo denominado de nitrificação, e depois em  $NO_3^-$ , pela nitratação. A desnitrificação compreende as reações de redução dos produtos da nitrificação em compostos de formas reduzidas de nitrogênio, principalmente o  $N_2$ .

Na nitrificação, o oxigênio é utilizado como receptor de elétrons por bactérias autotróficas quimiossintetizantes, permitindo a reoxidação das coenzimas e a geração de ATP, tornando necessária a condição aeróbia do meio. São exemplos de bactérias que obtêm energia para a síntese de biomassa a partir da oxidação do  $N-NH_4^+$  as *Nitrosomonas* sp., *Nitrosococcus* sp., *Nitrospira* sp., *Nitrocystis* sp. e *Nitrosogloes* sp. Já as bactérias que oxidam o  $N-NO_2^-$  pertencem aos gêneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospina* ou *Nitrospira*, sendo os três primeiros pertencentes a subclasses do filo *Proteobacteria* e o último a *Nitrospira*. A *Nitrospira* sp. é, inclusive, a oxidante de  $N-NO_2^-$  dominante na maior das estações de tratamento de águas residuais (DAIMS, 2001; SAWYER, 1967).

A estequiometria dos processos de nitritação e nitratação são apresentadas pelas equações 1 e 2, e mostram que 4,57 g de oxigênio são necessárias para oxidar uma g de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (METCALF; EDDY, 2016; SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Nitritação



$$\Delta G^\circ = -287 \text{ kJ/mol}$$

Nitratação



$$\Delta G^\circ = -76 \text{ kJ/mol}$$

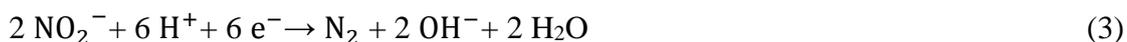
A etapa de nitritação libera energia maior do que a de nitratação, favorecendo os organismos que oxidam N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em relação às bactérias que oxidam N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. De todo modo, a disponibilização de energia para as bactérias no processo geral de nitrificação é baixa, fazendo com que as nitrificantes apresentem baixas taxas de crescimento (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Nota-se ainda que a primeira etapa libera íons hidrogênio, responsáveis pela redução da alcalinidade do meio líquido. Para cada 1 mg de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nitrificado, 7,14 mg de alcalinidade como carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>) são consumidos (MIKI *et al.*, 2022).

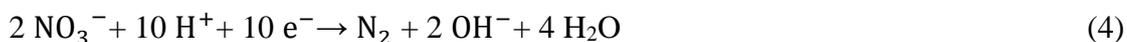
Quanto a desnitrificação, a conversão biológica é realizada predominantemente por bactérias heterotróficas facultativas, como as dos gêneros *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Hiphomicrobium*, *Chromobacterium*, *Halobacterium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Azospirillum*, *Rhodopseudomonas*, *Thiobacillus*, *Vibrio*, *Xanthomonas* e *Klebsiella*, cujo meio anóxico permite a utilização da matéria orgânica presente no efluente como fonte doadora de elétrons e o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e o N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> como receptores finais para a respiração microbiana. (LOPES, 2017; POLAK, 2018; RITTMANN; LANGELAND, 1985).

Diferente da conversão sofrida pelo nitrogênio na nitrificação, que o mantém em fase líquida, a etapa da desnitrificação heterotrófica, representada conforme equações 3 e 4 (MURATO, 2015), transfere o nitrogênio da fase líquida para a gasosa, o tornando inerte e passível de liberação para a atmosfera (MIKI *et al.*, 2022).

Via nitrito



Via nitrato



Observa-se que as reações de desnitrificação heterotróficas produzem alcalinidade ao reduzir o  $\text{N-NO}_2^-$  ou  $\text{N-NO}_3^-$ , correspondente a 3,57 mg por mg de nitrogênio reduzido (METCALF; EDDY, 2016).

Embora o processo convencional de nitrificação e desnitrificação apresente uma remoção de nitrogênio satisfatória, alcançando níveis de eficiência exigidos, a necessidade de aeração, da inserção de matéria orgânica para desnitrificação e de mais de uma unidade de operação geram custos elevados. Uma alternativa para melhorar o custo x benefício no processo biológico de nitrificação e desnitrificação é a promoção das duas etapas em um único reator, sendo este modelo operacional denominado de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) (MOURA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2012).

### 2.2.2 Nitrificação e desnitrificação simultânea

A NDS consiste na ocorrência de ambos os processos em um mesmo reator. Na literatura, a ocorrência desses dois processos é explicada devido a dois principais fenômenos: o físico e o biológico. Fisicamente, a NDS ocorre em decorrência do gradiente de concentração do oxigênio formado no biofilme de um reator, possibilitando a proliferação de microrganismos desnitrificantes na parte interna, em que o ambiente tende a anoxia, e nitrificantes na parte externa, onde há disponibilidade de oxigênio. Biologicamente a NDS ocorre através da atividade de microrganismos capazes de nitrificar heterotroficamente e desnitrificar em ambiente aeróbio, como a *Agrobacterium sp.*, *Achromobacter sp.* e a *Comamonas sp.* Os processos físico e biológico não são excludentes. (CHEN, K.; CHEN, J.; HOUNG, 2000; HOLMAN; WAREHAM, 2005; MUNCH; LANT; KELLER, 1996; POCHANA; KELLER, 1999).

He, Xue e Wang (2009), ao utilizarem um biorreator de membrana, citaram as relações alimento/microrganismos e carbono/nitrogênio, além do pH e temperatura, como principais fatores interferentes no processo. Outros fatores de importante influência para a ocorrência da NDS são o OD e a proporção da zona anóxica, dependente do tipo de reator (POCHANA; KELLER, 1999).

A influência do alimento/microrganismo refere-se ao fato de que o substrato deve permanecer entre uma concentração mínima, para que a nitrificação ocorra, e uma máxima, para que não se torne tóxico. No caso do  $\text{N-NH}_4^+$ , diferentes bactérias podem se desenvolver em função de sua afinidade com sua variação de concentração (WEBSTER, 2018).

Quanto a C/N, considerando que as bactérias degradadoras de matéria orgânica e as nitrificantes competem pelo oxigênio, e que há necessidade de carbono para a ocorrência da desnitrificação, a relação elevada desfavorece o processo de nitrificação ao mesmo tempo em que a baixa relação limita o desempenho das heterotróficas. Assim, a relação C/N deve ser mais elevada em processos com NDS do que nos que removem nitrogênio por meios convencionais (CALLADO; FORESTI, 2001; CORREA *et al.*, 2016; ZHU; CHEN, 2001).

O pH no meio líquido do reator de NDS deve atender as condições exigidas pelas bactérias nitrificantes e pelas desnitrificantes. O crescimento das bactérias nitrificantes é afetado por valores de pH superiores a 8,5 e inferiores a 7,0 (MIKI *et al.*, 2022). Chen, Ling e Blancheton (2006) encontraram a faixa de 7,2 a 8,8 como ideal para bactérias do gênero *Nitrosomonas* e de 7,2 a 9,0 para as do *Nitrobacter*, ambas nitrificantes. As atividades dos íons hidrogênio e hidroxila também podem agir como inibidoras em função de sua concentração na taxa de desnitrificação. Wang, Baltzis e Lewandowski (1995) relataram o pH entre 7 e 8 como ótimo para a maioria das desnitrificantes.

Como visto na Eq. 1, a nitrificação libera hidrogênio, diminuindo a alcalinidade do meio, e a desnitrificação produz alcalinidade ao reduzir o  $\text{N-NO}_3^-$  a  $\text{N}_2$ , sendo a NDS vantajosa em relação ao método convencional, pois parte da alcalinidade consumida é devolvida ao sistema pela desnitrificação.

A temperatura também é relevante no processo de NDS, principalmente na nitrificação. A taxa específica máxima de crescimento de nitrificantes é reduzida pela metade com a diminuição de 6° C (MIKI *et al.*, 2022), sendo estimada como ótima para a nitrificação entre 25 e 36°C e em 35°C para a desnitrificação (CAO, 2018; HENZE *et al.*, 1997).

Em relação ao OD, embora as nitrificantes sejam aeróbias, necessitando do mesmo, é fundamental a existência de zonas para anóxicas para que ocorra a desnitrificação. Isso ocorre pois as desnitrificantes heterotróficas são bactérias facultativas que optam pelo  $\text{N-NO}_3^-$  como receptor de elétrons na ausência do oxigênio.

Já foi mencionado que 4,57  $\text{mgO}_2$  são requeridos para oxidar o  $\text{N-NH}_4^+$  na nitrificação e sabe-se também que nesse processo o nitrogênio passa do estado de -3 elétrons para +5. Sequencialmente, na desnitrificação, o  $\text{N-NO}_3^-$  recebe 5 elétrons por mol e passa para o estado

0. Logo, sabendo que  $4,57 \text{ mgO}_2$  se equivale a 8 elétrons, os 5 elétrons equivalem-se ao suprimento de  $2,86 \text{ mg}$  de oxigênio para chegar a nitrogênio gasoso, diminuindo a exigência de oxigênio da zona aeróbia devido a utilização desta matéria orgânica para a desnitrificação (MIKI *et al.*, 2022).

Assim, adotar condições operacionais que se equilibrem entre as exigências das diferentes bactérias e que garantam a semelhança entre a taxa de nitrificação e desnitrificação é essencial para a maior eficiência da remoção de nitrogênio pela NDS.

### 2.3 REATOR DE LEITO ESTRUTURADO COM AERAÇÃO INTERMITENTE (SBRIA)

O reator de leito estruturado com aeração intermitente tem se apresentado como uma alternativa eficiente para a NDS por possuir uma configuração que permite a fixação da biomassa, favorecendo a proliferação das bactérias nitrificantes que possuem crescimento lento e necessitam de maior tempo de retenção celular para alcançar maior desempenho e estabilidade (OLIVEIRA, 2016).

Neste sistema, a fixação da biomassa é realizada pela adesão de biofilmes a suportes inertes que evitam o choque de carga e, conseqüentemente, o descarte da população bacteriana com o efluente (CHEN; LING; BLANCHETON, 2006). A presença de um material suporte no reator favorece ainda a exposição das células a novos substratos devido a existência de um gradiente de velocidade entre o líquido e a camada externa do biofilme, favorecendo, conseqüentemente, suas atividades (VON SPERLING, 1996). Sobre gradiente, a formação de biomassa no leito estruturado também gera a variação da concentração de oxigênio em função de sua profundidade, assim, em caso de aeração, o OD na superfície no biofilme é superior aos das camadas internas (SANTOS *et al.*, 2021).

A imobilização de microrganismos ao material suporte é composta pela fase de adsorção, crescimento, adesão e aderência, e depende das propriedades do transporte inerte, da porosidade, da distribuição e tamanho dos poros e da área de superfície (BREITENBUCHER *et al.*, 1990). Como meio de suporte para o crescimento da biomassa, tem se destacado o uso da espuma de poliuretano, vantajosa quanto ao baixo custo, a fácil aquisição e a boa resistência mecânica (CHU e WANG, 2011).

Santos *et al.* (2021), ao operar um SBRIA, verificou uma estrutura microbiana complexa, inclusive de bactérias Anammox, capazes de utilizar o  $\text{N-NO}_2^-$  como acceptor de elétrons para oxidar o  $\text{N-NH}_4^+$ . Essa diversidade indica a alta robustez e desempenho do reator na remoção concomitante da matéria nitrogenada e do carbono. No mesmo estudo, foi

analisado, através de micro sensor de OD, que a espessura alcançada no material suporte SBRIA composto por espuma de poliuretano é de 670  $\mu\text{m}$  para a zona aeróbica e de 900  $\mu\text{m}$  para a zona anóxica/anaeróbica.

Além do material suporte, o sistema de aeração intermitente é essencial para viabilizar o processo de NDS em uma mesma unidade, reduzindo a necessidade de fontes externas de carbono e facilitando a permanência do pH na faixa neutra, visto que a desnitrificação produz parte da alcalinidade consumida na nitrificação (CHANG; TSENG, 1999). A aeração intermitente consiste em períodos intercalados de aeração e sua ausência, proporcionando, além de maior eficiência na remoção do nutriente, economia de energia e redução da produção de lodo (CHEN, K.; CHEN, J.; HOUNG, 2000).

### **2.3.1 Evolução na utilização de SBRIA**

#### **2.3.1.1 SBRIA em escala de bancada**

Os estudos realizados com reatores de leito estruturado e aeração intermitente com o intuito de remover nitrogênio em escala de bancada têm apresentado resultados satisfatórios. Na primeira aplicação deste tipo de sistema com aeração intermitente, Moura (2011) analisou a eficiência de remoção de carbono e nitrogênio de um substrato sintético com características físico-químicas similares as de um esgoto sanitário. O reator tinha um volume total de 11,6 L, dos quais 5,5 L foram ocupados por 13 estruturas cilíndricas de espuma de poliuretano, formando um leito estruturado com porosidade de 52%. Por se tratar de fluxo ascendente, havia duas entradas na parte inferior, uma para alimentação, realizada por meio de uma bomba de diafragma com vazão máxima de 1,0 L/h, e outra para recirculação, possível devido à uma bomba de vazão máxima de 23,0 L/h. A aeração no sistema foi realizada através de um aerador para aquário com duas saídas de ar de vazão média de 0,7 L/min, com auxílio de pedra porosas para realização da difusão do oxigênio no meio líquido, e a concentração de OD foi mantida durante a fase aeróbia entre 2,0 e 3,5 mg/L. Na fase de adaptação foi mantido um ambiente aeróbio, com TDH de 24 horas e valor de recirculação de 35 vezes ao da entrada, que perdurou por 20 dias até a constatação de que todo o  $\text{N-NH}_4^+$  havia sido oxidado a  $\text{N-NO}_3^-$ . Já na fase de operação, iniciou-se o processo de aeração intermitente, com duas horas de aeração ligada e uma desligada, além da verificação de que a vazão de recirculação no valor de 5 vezes ao da alimentação já seria o suficiente para considerar o escoamento como de mistura completa. Quanto ao TDH, os valores de 8, 10 e 12 horas foram testados. O maior TDH, de 12 horas,

apresentou a melhor eficiência, sendo de 82% para remoção de N-total e de 89% para DQO (MOURA, 2011).

Tendo em vista a eficiência alcançada anteriormente, Moura (2014) replicou a estrutura do reator sob novas configurações com o intuito principal de verificar a aplicação com esgoto sanitário real, proveniente principalmente dos bairros próximos da Escola de Engenharia de São Carlos-EESC/USP da Universidade de São Paulo em São Carlos. Os resultados obtidos por Moura (2014) apresentaram eficiências de remoção de N-total com valores médios de 80% tanto na fase I quanto na fase II, com TDH de 12 e 10 horas, respectivamente. Na fase III, com TDH de 8 horas, essa eficiência foi de 70%, sendo a queda relacionada à diminuição no processo de nitrificação, e de 79% na fase IV, também com TDH de 8 horas. Quanto a eficiência média de remoção de DQO, todas as fases apresentaram valores iguais ou superiores a 90%.

Ressalta-se que Moura (2014) manteve a relação C/N aproximadamente igual a 10 para que houvesse excesso de doadores de elétrons para o processo de desnitrificação, evitando o acúmulo de  $N-NO_2^-$  e  $N-NO_3^-$  e, conseqüentemente, o desequilíbrio entre as reações. Gadelha (2013), em seu estudo com um SBRIA de volume total de 11,5 L, útil de 6,0 L e porosidade de 50%, observou a remoção de compostos nitrogenados e DQO submetido às relações de C/N de 2,44 e 4,01. A baixa relação se deve ao fato de a alimentação ser realizada com efluente de UASB, no qual boa parte da matéria orgânica já tinha sido removida. Operando com TDH de 12 horas, as eficiências de remoção de N-total e DQO foram, respectivamente, de 23,7% e 94,8%, para C/N igual a 2,44 e de 65,3% e 93,4% para C/N de 4,01.

Santos (2014), em busca de aprimorar o conhecimento da influência da relação C/N especificamente para um SBRIA, utilizou água residuária sintética na operação de um reator do referido tipo, de aproximadamente 11,0 L de volume útil, inoculado com 50% de lodo ativado do tratamento de águas residuárias de fábrica de motores e 50% de lodo oriundo de reator UASB de avícola. Com razão de recirculação igual a 5, OD na faixa de 2,0 e 3,5 mg/L, porosidade de 92%, TDH de 11,2 horas e aeração 2 horas ligadas e 1 hora desligada, foram verificadas as relações de C/N de aproximadamente 9,7, 7,6 e 2,9. A eficiência de remoção foi superior a 90% para a DQO em todos os casos e máxima para remoção de N-total (aproximadamente 84,6%) para C/N igual a 2,9, indicando a ocorrência de vias complementares visto a diferença com o esperado através de cálculo estequiométrico.

A indicação de vias complementares também foi notada pela detecção da atividade de bactérias que realizam Anammox, através da análise de microscopia óptica e biologia molecular, em um reator de leito fixo com alimentação contínua de efluente de UASB exposto

a aeração intermitente com TDH de 24 horas. No referido estudo, a maior eficiência de remoção de N-total foi de 62%, obtida no ciclo de 1 hora de aeração e 2 horas de ausência (BARANA *et al.*, 2013).

Correa *et al.* (2016) operaram um reator em escala de bancada com 13 L de volume total e 9,4 L de volume útil, configurado como leito estruturado, através do uso de 13 estruturas cilíndricas de espuma de poliuretano depositadas verticalmente com o auxílio de hastes de PVC. A alimentação, realizada com esgoto sanitário, foi aerada continuamente durante 20 dias em um reator em batelada de 3 L, e também utilizada como inóculo para partida através de seu contato com as espumas de poliuretano por um período de 24 horas. Com o intuito de favorecer a adaptação e fixação da biomassa, a operação foi iniciada e mantida por 33 dias com TDH de 58 horas e aeração e fluxo contínuos. Após o período, o TDH e a aeração foram alterados para 6 horas com sistema intermitente de aeração/não aeração igual a 4horas/2horas, respectivamente, e mantidos por 38 dias. Ao longo da operação houve recirculação de efluente, sendo esta vazão igual ao triplo da vazão de entrada, por meio de bomba idêntica ao da alimentação. Quanto a vazão de ar, manteve-se a média de 5,0 L/min com o auxílio de pedras porosas ligadas a três bombas de aquário que permitiam a aeração. Sob tais condições, a remoção média de matéria orgânica total foi de 88%, além de 72% para o NTK.

Silva (2016), utilizando como inóculo uma mistura de lodo biológico anaeróbio proveniente de uma estação de tratamento de águas residuárias de avícola e de lodo ativado da estação de tratamento da fábrica de motores, avaliou o desempenho do SBRIA na remoção de DQO e de compostos nitrogenados no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbicos submetidos a diferentes períodos de aeração intermitente. Utilizando efluente de UASB com TDH de 12 horas, a maior eficiência do sistema foi obtida para o período de 1 hora de aeração e 2 horas não aeradas. Enfatiza-se que a maior eficiência para a remoção de NT nesse estudo foi inferior aos demais citados, sendo de 29%, justificado pelo autor como consequência da limitação de doadores de elétrons visto a pouca disponibilidade de matéria orgânica (C/N de 3,04).

Já Correa *et al.* (2019) estudaram outras duas fases de aeração intermitente em um SBRIA com TDH de 16 horas, vazão de recirculação 3 vezes à de entrada e porosidade de 25%. A primeira fase tinha a aeração ligada por 2 horas e desligada por uma e a remoção de N-total foi de 68,9%. Já a segunda fase era de 2 horas ligadas e 2 desligadas, alcançando a remoção de N-total de  $41 \pm 6\%$ .

A influência da recirculação em um SBRIA com volume total de 2,27 L e 1,32 L de volume útil foi verificada por Aliberti *et al.* (2019). O leito foi estruturado com espumas cilíndricas de poliuretano no volume de 0,75 L e os experimentos foram divididos em duas fases, sendo a primeira sem recirculação e a segunda com recirculação de 3 vezes a vazão de entrada. Ambas as fases possuíram TDH de 16 horas e ciclo de aeração intermitente de 2 horas com aeração ligada e 1 hora desligada. Os resultados indicaram que apesar da remoção da matéria orgânica ter sido desfavorecida pela ausência de recirculação, sendo de 87% nesse caso e de 92% com recirculação, a recirculação pouco interferiu na remoção de NT, com eficiência de 73% sem recirculação e 72% com recirculação, (ALIBERTI *et al.*, 2019).

Oliveira *et al.* (2020) observou que a recirculação não influencia na característica de mistura do reator, indicando a possibilidade de dispensabilidade da recirculação. No mesmo estudo, pôde-se concluir, por meio de ensaio hidrodinâmico, que quando o reator está com aeração desligada e sem recirculação, o SBRIA apresenta o comportamento de um reator pistonado descrito pelo modelo de pequena dispersão e, quando aerado, seu comportamento se assemelha ao de um reator de mistura completa.

Souza *et al.* (2021) investigou as eficiências de remoção de um efluente sintético em função da variação do diâmetro do material suporte, composto por espuma de poliuretano, e da porosidade do meio de um SBRIA de 11,7 L, sob um TDH de 10 horas, período de aeração de 2 horas e de ausência de 1 hora. O melhor valor de eficiência foi encontrado para a porosidade de 60% e material suporte de 3 cm de diâmetro. Essas eficiências foram de 80,1% para a DQO e 87,2% para o NT e indicaram que o aumento do diâmetro do material suporte atrelado à redução da porosidade influencia positivamente a desnitrificação ao favorecer a existência da zona anóxica.

Oliveira *et al.* (2021) analisaram o efeito da vazão de ar e dos períodos de aeração de um SBRIA de aproximadamente 10,8L, dos quais 3,8L foram preenchidos por espuma de poliuretano fazendo com que o reator tivesse uma porosidade final de 83%. A alimentação foi feita com efluente sintético, a inoculação com lodo concentrado de decantador do sistema lodos ativados e o TDH adotado foi de 10 horas. Oliveira *et al.* (2021) encontraram a condição ótima de operação, ou seja, a maior ocorrência de NDS, com a vazão de ar de 4,5 L/min e o ciclo de aeração intermitente de 1 hora 45 min aerado e 1 hora 15 min não aerado, alcançando as eficiências de 99,4% para a remoção de DQO e de 76,4% para a de NT.

Santos *et al.* (2021) investigou os impactos das alterações das condições operacionais na estrutura microbiana de um SBRIA operado continuamente com um TDH de  $11,2 \pm 0,6$

horas, com aeração intermitente de 2 horas aerada e 1 hora não aerada, razão de recirculação de 5 e alimentação composta por efluente sintético no qual a peptona foi utilizada como fonte de carbono e nitrogênio. A inoculação foi feita com lodo 50% de UASB e 50% de lodo ativado com atividade nitrificante.

Com baixo teor de nitrogênio, C/N igual a  $7.6 \pm 1.0$ , Santos *et al.* (2021) verificou a prevalência do filo *Proteobacteria* (58,8%), que possui importantes gêneros bacterianos envolvidos na nitrificação e na desnitrificação convencional, como o *Nitrosomonas* e o *Nitrospira*, seguido pelos filios *Bacteroidetes* (4,6%), *Planctomycetes* (1,9%) e *Nitrospirae* (1,5%). Também no filo *Proteobacteria*, mas se tratando de heterotróficos desnitrificantes, tem-se as pertencentes à família Rhodocyclaceae, como a *Thauera* (5,4%) e a *Azospira* (0,4%). Foi verificada ainda a presença da família *Candidatus Brocadiaceae* (1,7%), do filo *Planctomycetes*, executora do processo Anammox, indicando outras rotas de remoção de nitrogênio simultaneamente à convencional. Sob alto teor de nitrogênio, *Bacteroidetes*, da ordem *Sphingobacteriales*, tiveram um aumento de 1,2% para 39,2%, sendo o principal filo identificado para a razão C/N igual a  $2,9 \pm 0,4$ . *Bacteroidetes* é frequentemente encontrado em reatores Anammox e é provável que seu aumento tenha se dado proporcionalmente ao crescimento das famílias *Saprospiraceae* e *Chitinophagaceae*, pertencente ao filo, que possuem cepas capazes, respectivamente, de atuarem como anaeróbicas facultativas quebrando compostos orgânicos complexos e de utilizarem o  $N-NO_3^-$  comoceptor de elétrons, utilizando o material orgânico derivado de lise celular. O gênero desnitrificante *Thermomonas*, da família *Xanthomonadaceae*, que também utiliza o material orgânico derivado de lise celular, foi identificado com abundância relativa de 1,6% em decorrência da diminuição da relação C/N (SANTOS *et al.*, 2021).

Os resultados obtidos por Santos *et al.* (2021) indicam que o SBRIA é capaz de moldar suas rotas metabólicas predominantes em função das condições de operações, podendo reter microrganismos Anammox e manter a qualidade do efluente, fator que permite a aplicação do tratamento para diferentes relações de C/N e corrobora com a potencialidade do SBRIA.

### 2.3.1.2 SBRIA em escala piloto

Dos estudos realizados até o momento com SBRIA, Murata (2015) foi o único realizado em escala piloto. Com volume total de aproximadamente  $0,905 \text{ m}^3$  e volume útil de  $0,642 \text{ m}^3$ , resultando em uma porosidade de 71%, o reator foi construído com módulos de fibra de vidro. O inóculo utilizado foi lodo biológico proveniente do reator de lodos ativados da Fábrica de

Motores da Volkswagen e a alimentação foi captada da rede coletora municipal próxima ao local do reator, cujos valores médios ao longo do experimento foram de  $411 \pm 102$  mg/L para DQO e  $35,8 \pm 9,7$  mg/L para NTK. A fase de adaptação ocorreu concomitantemente à inoculação, feita sob recirculação de circuito fechado para facilitar a aderência dos microrganismos às espumas e com reposição de substrato e adição de alcalinidade.

O procedimento experimental foi dividido em 6 etapas, as quais variaram em função do TDH, da vazão, da razão de recirculação, da presença ou ausência de aeração e da duração do ciclo de aeração e não aeração. Como resultado, após ajustes indispensáveis para estabilização da NDS, foi possível alcançar a eficiência de remoção máxima de  $72,4 \pm 6,4\%$  de N-total e de  $94 \pm 4\%$  de DQO na última etapa, sob as seguintes condições: TDH de 48 horas, vazão média de  $13,6 \pm 1,2$  L/h, duração de 46 dias, aeração intermitente com duas horas aeradas e uma sem aeração, OD aproximado de 2,8 mg/L e razão de recirculação em 14,7 (MURATA, 2015).

A necessidade de manter o efluente dentro do sistema por 48 horas para favorecer as reações biológicas e a má distribuição de oxigênio no leito, ocasionada pela instalação de um único difusor de oxigênio visto a falta de espaço, mostraram desvantagem em comparação aos SBRIAs de escala de bancada (MURATA, 2015). Apesar disso, as eficiências máximas alcançadas indicaram o potencial da configuração e corroboraram para a justificativa de investimento em ajustes sob escala piloto para favorecer sua viabilidade e se confirmar como alternativa promissora.

#### 2.4 ESCALAS, DA BANCADA AO PILOTO, E A INOVAÇÃO

A escala de bancada pode ser descrita como a fase inicial de um projeto experimental que ocorre no laboratório, embasado em ampla revisão do estado da técnica, com o intuito de verificar potenciais aplicações tecnológicas. Quanto à escala piloto, tem-se um conjunto de sistemas que visam executar o processo em condições semelhantes às de uma planta industrial, englobando engenharia e logística (SHANE, 2004; SILVA *et al.*, 2020). A alteração de um sistema de seu estado de bancada para piloto consiste na reprodução dos resultados técnicos obtidos, por meio de operações químicas e/ou físicas, em escala ampliada, e é fundamental para promover a inovação (VASCONCELLOS *et al.*, 2021).

Segundo Schumpeter (1934), a inovação se baseia na introdução comercial de um novo produto ou combinação e atua como motor do crescimento industrial e, conseqüentemente, do desenvolvimento das nações. Um conceito de inovação, semelhante ao anterior, também é dado pela legislação brasileira: “Introdução de novidade ou aperfeiçoamento no ambiente produtivo

e social que resulte em novos produtos, serviços ou processos ou que compreenda a agregação de novas funcionalidades ou características a produto, serviço ou processo já existente que possa resultar em melhorias e em efetivo ganho de qualidade ou desempenho” (BRASIL, 2016).

As Instituições de Ciência e Tecnologia são as principais responsáveis pela geração de pesquisas e conhecimentos que antecedem a inovação, cujo intuito é alcançar impactos financeiros, comerciais ou sociais através de uma nova tecnologia. Entretanto, muitas vezes estas Instituições acabam sofrendo limitações que impedem a efetividade da introdução de novas ideias no mercado ou na sociedade, o que reduz sua relevância e a restringe ao conceito de invenção. Entre essas limitações estão os desafios da transformação do escalonamento de bancada para piloto, dos quais fazem parte o elevado risco tecnológico e de engenharia, a escassez de recursos financeiros, a disponibilidade de infraestrutura adequada e a necessidade de políticas públicas específicas (SCHUMPETER, 1964; SILVA *et al.*, 2020).

Silva *et al.* (2020) cita que conhecer as dificuldades e planejar o percurso para implementar um projeto em escala piloto, que envolve definir as operações unitárias a serem utilizadas, os equipamentos e seus custos, entender os pontos críticos e limitantes, é fundamental para vencer os empecilhos e minimizar riscos. Consequentemente, com uma boa justificativa, fica menos difícil obter recursos, seja pelo financiamento por órgãos governamentais, instituições de fomento, parcerias com empresas privadas, etc.

Superados os desafios da ampliação da escala de bancada para a de piloto, ainda que seja reduzida em relação ao processo fabril, tem-se as condições correspondentes ao de uma planta industrial e a possibilidade de melhor dimensionar os custos relacionados a sua operação, viabilizando enfim a escala industrial para a implantação comercial e o desenvolvimento social e econômico (BADINO JR; SCHMIDELL, 2021; SILVA *et al.*, 2020).

#### **2.4.1 Escalonamento do SBRIA**

Como visto, o aumento de escala se faz necessário para que as mais diversas tecnologias se tornem comerciáveis e, embora algumas variações sejam possíveis de acordo com as especificidades de cada produto, a implementação de etapas sequenciais descritas por Silva *et al.* (2020) auxilia a direcionar melhor os esforços e mitigar os riscos ao longo do processo de escalonamento. As referidas etapas são: 1. Pesquisa em laboratório, 2. Desenvolvimento do produto em escala laboratorial, 3. Desenvolvimento do processo em laboratório através de uma planta pré-piloto e 4. Planta piloto.

Ao considerar a revisão bibliográfica referente a evolução na utilização de SBRIA deste trabalho, nota-se que as bases científicas já foram definidas e experimentos laboratoriais comprovaram sua factibilidade técnica, além disso, foram testadas alterações nas variáveis com a finalidade de alcançar condições melhores e, considerando o experimento de Murata (2015), houve o processo em escala aumentada, simulando operações típicas industriais, mas no ambiente da universidade.

Todas estas etapas já realizadas em relação ao escalonamento do SBRIA auxiliam no desenvolvimento da planta piloto que fará a ligação com o mercado e executará o processo em escala industrial, permitindo o conhecimento dos parâmetros fundamentais de cada operação unitária, assim como dos equipamentos, dos custos operacionais e da logística do processo, compreendendo também os seus pontos críticos.

Apesar disso, o aumento da escala pode gerar desafios tácitos decorrentes do procedimento. Reajustes referentes às alterações nas características do produto em função da ampliação, necessidade de maior controle de variáveis determinantes, variação do grau de influência de pontos críticos de controle, entre outros, são situações recorrentes do escalonamento (SILVA *et al.*, 2020).

No escalonamento do SBRIA, Murata (2015) precisou adaptar o reator através da inserção de contrapesos, compostos por tubos de PVC preenchidos com areia, para forçar a submersão do leito visto que a reprodução da estrutura conforme modelo laboratorial em inox era inviável, ocasionando a flutuação das espumas de poliuretano devido à força de empuxo. O desequilíbrio entre a nitrificação e a desnitrificação ocasionado pela má distribuição de oxigênio no leito, já citado anteriormente, também gerou uma readaptação, exigindo a adição de alcalinidade para recuperar o sistema. No mesmo estudo, visando a durabilidade, foi verificada a necessidade de se utilizar soldas de aço inoxidável para a compatibilização do sistema.

Outro fator de importância na hora da transformação da escala é a forma de se obter os dados e analisar a condição do produto, pois ter acesso a um material em escala de bancada não é tão complexo quanto acessar diferentes partes de um equipamento em escala piloto, visto a compactabilidade. Murata (2015) exemplifica a situação ao citar a leitura de parâmetros apenas próximos à parede do reator uma vez que o diâmetro do medidor era maior do que a abertura dos vazios no leito de reação.

Além das questões relacionadas ao aumento de tamanho, existem os desafios provenientes da introdução dos processos industriais, cujo conjunto define a escala piloto. No caso do SBRIA, que atua através do tratamento biológico, deve-se considerar o crescimento

dos microrganismos, os meios utilizados para reproduzir as condições ótimas obtidas em experimentos laboratoriais e a inconstância da carga orgânica de um esgoto real, cujo aumento gera a competição dos organismos pelo OD.

Resumidamente, a implantação de um reator SBRIA em escala piloto envolve a exploração de dados de qualidades obtidos durante os experimentos laboratoriais, o conhecimento e envolvimento multidisciplinar para replicar da melhor forma possível os processos realizados pelos microrganismos degradadores, uma gestão de controle das condições do sistema, o investimento necessário para a instalação, operação e manutenção do reator em local com estrutura elétrica e hidráulica adequada e, visando uma reprodução industrial realística, o esgoto sanitário afluente a estação de tratamento.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 ÁGUA RESIDUÁRIA

A água residuária utilizada para a operação do SBRIA foi o esgoto afluente ao tratamento secundário realizado no reator UBOX da ETE-Bortolan, em Poços de Caldas - MG. A Figura 2 apresenta parte da ETE-Bortolan e do reator UBOX, que realiza o tratamento secundário, especificamente para esgoto doméstico, através da integração do sistema anaeróbio e aeróbio em um único tanque, não-simultâneos, destacando-se por eliminar a exalação de maus odores, principal problema relacionado aos sistemas anaeróbicos, e pela característica compacta da planta (PAQUES, 2023).

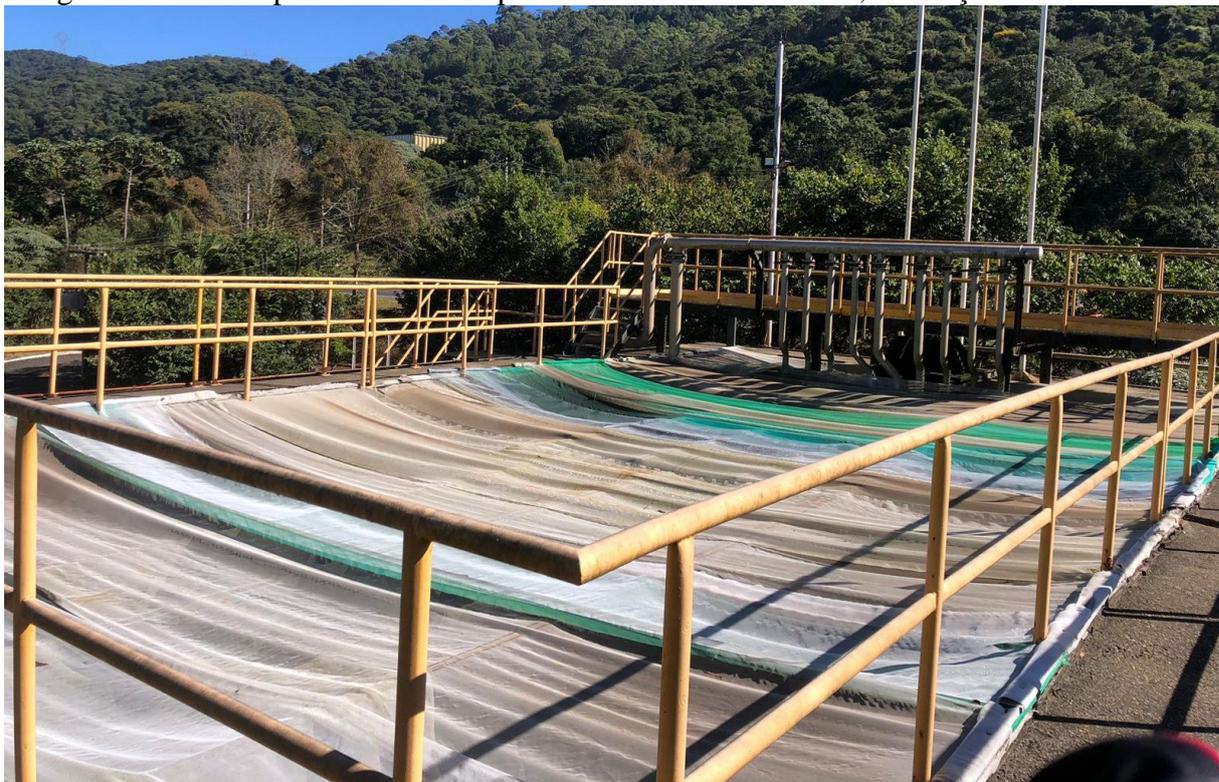
Figura 2 – ETE-Bortolan, em Poços de Caldas-MG, cujo tratamento secundário é realizado por reator UBOX. Na imagem também é possível observar o SBRIA em escala piloto



Fonte: Autora (2023).

O reator UBOX atuante na estação, cuja parte superior pode ser observada através da Figura 3, possui capacidade para tratar o esgoto sanitário proveniente de 10.000 habitantes. O Ribeirão das Antas é o corpo receptor de seu efluente.

Figura 3 – Parte superior do UBOX pertencente a ETE-Bortolan, em Poços de Caldas-MG



Fonte: Autora (2023).

A escolha pelo esgoto afluyente ao tratamento secundário da ETE-Bortolan se deu por acreditar-se de sua característica predominantemente doméstica, da proximidade entre a estação e a Unifal-MG e da disponibilidade por parte do Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE), responsável pela referida ETE.

Quanto ao SBRIA, o bombeamento do esgoto para seu interior foi realizado logo após a passagem pelo tratamento preliminar da ETE. O tratamento preliminar na ETE-Bortolan, quando em perfeito funcionamento, é realizado por uma peneira rotativa de 2 mm, duas caixas de areia e calha Parshall. Mas, ao longo de todo o período em que o SBRIA foi operado, a peneira rotativa foi mantida desligada por causa de problemas em seu funcionamento. Para que sólidos grosseiros não passassem diretamente para o tratamento secundário, foi inserido gradeamento temporário ao final das caixas de areia.

A Figura 4 apresenta a disposição do reator em relação ao tratamento primário e indica a localização da peneira rotativa e do gradeamento provisório.

Figura 4 – Disposição do SBRIA piloto na ETE-Bortolan, em Poços de Caldas. A peneira rotativa, circulado em vermelho, apresentou problemas e não operou durante todo o período experimental. Uma grade provisória, indicada pela seta, foi inserida



Fonte: Autora (2023).

Ressalta-se que a escolha do local para inserção do reator cogitou a atuação da peneira rotativa e que possíveis consequências em decorrência da adaptação por conta da ausência de seu funcionamento e consequente permanência de sólidos no esgoto serão discorridas nos resultados.

Assim, considerando a tubulação de entrada para a alimentação do SBRIA após a passagem pelo tratamento preliminar, com a bomba inserida posteriormente à grade provisória, tem-se as características médias do esgoto, referentes as análises realizadas no período experimental de operação do SBRIA (29/08/2022 a 21/12/2022), e seus respectivos desvios, presentes na Tabela 2.

A Tabela 2 também apresenta os valores máximos e mínimos obtidos durante o período.

Tabela 2 – Características médias do esgoto sanitário afluyente ao SBRIA

Componente	Concentração (mg/L)		
	Média	Mínima	Máxima
DQO	624,5 ± 256,6	113,5	1138,5
DBO	700,0 ± 195,8	240,3	803,6
ST	607,8 ± 187,4	300,0	760,0
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	24,6 ± 9,2	7,5	41,0
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,2 ± 0,3	0,0	1,49
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	2,5 ± 2,7	0,3	10,9
NTK	45,6 ± 28,5	14,2	140,0
Alcalinidade	450,9 ± 196,1	112	1258,0
pH	8,0 ± 0,8	6,7	9,9

Fonte: Autora (2023).

Ao comparar as médias com os valores apresentados por Metcalf e Eddy (2003), que classificaram o esgoto doméstico em fraco, médio e forte em função da típica composição, nota-se que o valor de 624,5 ± 256,6 mg/L para a DQO está aproximadamente entre o esgoto doméstico médio (430 mg/L) e o forte (800 mg/L), enquanto a DBO, de 700,0 ± 195,8 mg/L, está bastante superior aos 350 mg/L citados pelos autores para o esgoto doméstico considerado forte.

O valor de 607,8 ± 187,4 mg/L para o ST fez com que a classificação ficasse entre o fraco (390 mg/L) e o médio (720 mg/L), embora não se atinja os 390 mg/L com o decréscimo do desvio padrão na média (METCALF; EDDY, 2003). É importante lembrar que, apesar da comparação, as médias obtidas referem-se as concentrações após a passagem pelo tratamento preliminar, cujo principal intuito é retenção de sólidos grosseiros e areia.

O nitrogênio amoniacal, por sua vez, é considerado forte para 45 mg/L, médio para 25 mg/L e fraco para 8 mg/L. Assim, o esgoto afluyente ao SBRIA, com média de 24,6 ± 9,2 mg/L para o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, pode ser classificado como médio. Ainda segundo a classificação, o N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> são nulos para todos os casos, indicando que o valor de 2,5 ± 2,7 mg/L para N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> não é o esperado para esgoto proveniente de ambientes domésticos. Já o NTK, visto o desvio elevado, pode variar entre todas as classificações (METCALF; EDDY, 2003).

Por fim, a média do pH foi igual ao limite máximo da faixa indicada por Von Sperling (2005) como típica para o esgoto bruto doméstico (entre 6,7 a 8,0) e a alcalinidade, de 450,9 ± 196,1 mg/L, ultrapassou o limite máximo relatado pelo mesmo autor (entre 100 e 250 mg/L).

Sabe-se que, apesar da definição de faixas típicas, a composição e a concentração dos componentes do esgoto doméstico variam em função da região, da condição socioeconômica da população atendida e de questões temporais. Exemplo da influência da região é o fato de

frações de resíduos industriais serem comumente perceptíveis em redes coletoras exclusivas para esgotos oriundos de ambientes domésticos em regiões industrializadas, embora não seja o permitido e indicado. Quanto a condição socioeconômica, reflete-se nos hábitos que resultam na produção residuária e, para o tempo, tem-se a influência na vazão, que pode ser sazonal ou de curto prazo (horária e diária) (MENDONÇA, S; MENDONÇA, L., 2016; METCALF; EDDY, 2003).

Considerando o supracitado, o fato de que o local é próximo a diversas indústrias (inclusive de um Distrito Industrial), aos dados dos parâmetros nitrato e alcalinidade observados nas análises, assim como as características sensoriais, visualmente notável e apresentado na Figura 5, tem-se a indicação da presença de esgoto industrial.

Figura 5 – Caixa de areia da ETE-Bortolan, Poços de Caldas, com esgoto de aparência não doméstica indicada pela coloração. À esquerda, com coloração esbranquiçada, o afluente refere-se ao 23º dia de operação do SBRIA e, à direita, em tom arroxeadado, refere-se ao 69º dia



Fonte: Autora (2023).

### 3.2 DESCRIÇÃO DO REATOR

O reator construído em fibra de vidro, apresentado na Figura 6, possui formato cilíndrico com diâmetro interno de 1,8 m e altura útil de 4,9 m (altura total de 5,1 m). A entrada do esgoto

bruto é realizada pela base do reator, sendo a saída do esgoto tratado localizada a 4,7 m do ponto de entrada, no topo do reator. Seu volume total é de 12,3 m<sup>3</sup>, com um volume útil de 8,4 m<sup>3</sup>, gerando uma porosidade do leito de 66%.

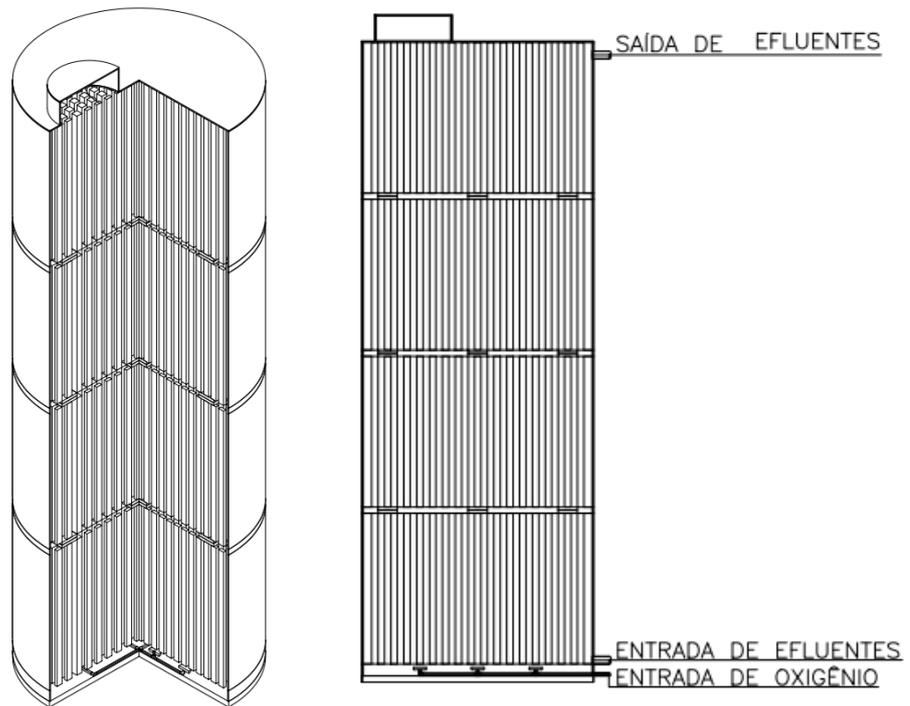
Figura 6 – SBRIA, em escala piloto, com formato cilíndrico, construído em fibra de vidro, com orifício para entrada próximo a base e saída na parte de cima



Fonte: Autora (2023).

No interior do reator foram inseridos 4 módulos de 1,0 m contendo as estruturas prismáticas de espuma de poliuretano, com seção transversal de 30 x 30 mm, conforme pode ser visualizado nas Figuras 7 e 8. Estas hastes de espuma foram fixadas em uma estrutura fabricada em fibra de vidro e polipropileno. Detalhes da construção desta estrutura não poderá ser apresentada neste trabalho, pois está sob sigilo entre a empresa e o pesquisador da UNIFAL-MG (Processo SEI 23087.020808/2019-14).

Figura 7 – Esboço da parte interna do SBRIA, indicando as divisões dos 4 módulos e o fluxo ascendente



Fonte: Autora (2023).

Figura 8 – Material suporte do SBRIA: Estruturas prismáticas de espuma de poliuretano



Fonte: Autora (2023).

Os 12 difusores de oxigênio, situados no interior do reator, são da marca B&FDIAS, modelo Bolha Fina Circular HD, com 270 mm de diâmetro, conforme apresentado na Figura 9.

Possuem a membrana flexível, constituída por EPDM, silicone e teflon, e o corpo por polipropileno reforçado com fibras para máxima resistência contra agentes químicos, temperatura e raios UV. A conexão de entrada é de 3/4" NPT (macho) rosqueado e comporta vazão de ar mínima de 0,040 m<sup>3</sup>/min e máxima de 0,201 m<sup>3</sup>/min.

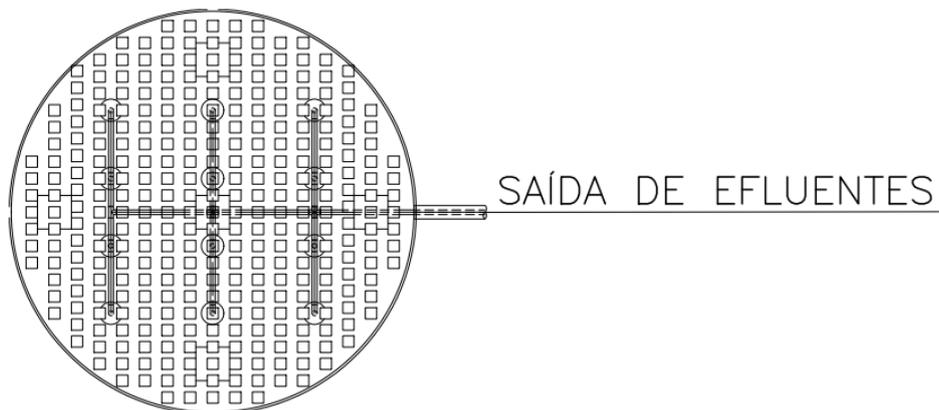
Figura 9 – Difusores de Oxigênio Bolha Fina Circular HD B&F 270 mm



Fonte: B&F DIAS (2023).

A Figura 10 representa a vista de cima do SBRIA e indica a disposição dos difusores no em seu interior.

Figura 10 – Disposição dos difusores no interior do reator



Fonte: Autora (2023).

A alimentação do reator foi realizada por uma bomba da marca Sulzer, do tipo submersível, modelo Abs Robusta 250 t Trifásica IP68 220v de 0,5 CV (FIGURA 11). Essa bomba tolera até 40° C, possui rotação de 3.450 rpm (2 Pólos), corrente de 2,8 A, carcaça

constituída por ferro fundido e o eixo por aço inoxidável. A vazão mínima é de 4,3 m<sup>3</sup>/h para 10 mca e a máxima de 16,5 m<sup>3</sup>/h para 2 mca.

Figura 11 – Bomba Sulzer submersível Abs Robusta 250 t Trifásica IP68 220v de 0,5 CV



Fonte: MÉRITO COMERCIAL (2023).

Já a aeração foi promovida por um soprador da marca Nexco, modelo 2CRN 720 56 DT de 11,53 CV, indicado na Figura 12.

Figura 12 – Sopradores: Morovácuo CRM-8 e Nexco 2CRN 750



Fonte: Autora (2023).

O reator foi configurado para trabalhar sem recirculação após conclusões de outros trabalhos como o de Oliveira *et al.* (2020), que verificou que ela não influencia significativamente na mistura do reator. Souza *et al.* (2021) também confirmou que a ausência da recirculação permitiu a existência de zona anóxicas no interior do material suporte ao mesmo tempo em que havia mistura durante a aeração, não influenciando na eficiência do sistema. Assim, sem uma vazão de recirculação, foi possível reduzir com gastos de instalação e operação do sistema.

### 3.3 INSTALAÇÃO DO REATOR

A instalação do reator ocorreu em 28/04/2022, com o auxílio de um caminhão munck (FIGURA 13). Entretanto, a montagem que o possibilitou atuar como SBRIA e que é a descrita no referido trabalho ocorreu a partir de 31/08/2022. As alterações na montagem necessárias para o início da operação como SBRIA constam no Apêndice A.

Figura 13 – Instalação do SBRIA na ETE-Bortolan, em Poços de Caldas, com o auxílio de um caminhão munck



Fonte: Autora (2023).

Como forma de evitar o impacto entre o cimento e o reator, além de nivelar a superfície, foi construída uma base de areia, apresentada na Figura 14, sobre a qual o reator foi alocado.

Figura 14 – Base de areia em que o SBRIA foi alocado com o intuito de nivelar a superfície e evitar impactos



Fonte: Autora (2023).

### 3.4 PARÂMETROS OPERACIONAIS

Assim que o SBRIA esteve pronto para operar, com o atendimento da demanda de oxigênio exigida, iniciou-se a Fase de Adaptação. Com o início da Fase de Adaptação, foi dado o start na alimentação, para a autoinoculação da espuma, e mantida a aeração contínua como forma de favorecer o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes.

A Fase de Adaptação durou 5 dias, no fim deste período foi constatada a completa oxidação de  $N-NH_4^+$  do efluente e, sequencialmente, iniciada a Fase 1, marcada pela ativação da aeração intermitente. A aeração intermitente foi configurada para atuar com a aeração ativada por 2 horas e com ausência de aeração por 1 hora.

Ao longo de todo estudo, ou seja, em ambas fases, controlou-se a vazão para que ela permanecesse em 0,2 L/s, promovendo um TDH de 10 horas.

### 3.5 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

#### 3.5.1 Análises Físico-Químicas

As análises físico-químicas realizadas seguiram os métodos descritos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2012), exceto quando explicitado. Sendo elas:

- a) DQO: Colorimétrico (5220-D);
- b) DBO: Método Respirométrico Norma DIN EN (1899-2);

- c) Sólidos sedimentáveis – Cone Imhoff (2540-F);
- d) ST: Secagem (2540-B), voláteis - STV e fixos – STF: Calcinação (2540-E);
- e) N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Titulométrico (4500-B);
- f) N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: Método espectrofotométrico de García-Robledo *et al.* (2014);
- g) N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Método do ácido cromotrópico de West e Ramachan (1966);
- h) NTK: Digestão, destilação e titulação (4500-C);
- i) pH: Eletrométrico (4500-H+B);
- j) Alcalinidade total: Método titulométrico desenvolvido por Dilallo e Albertson (1961) e modificado por Ripley *et al.* (1986);
- k) Filtração a vácuo (1,2 µm).

### 3.5.2 Estequiometria através da composição elementar da biomassa

Conhecer os valores de todos os compostos nitrogenados significantes no efluente é fundamental para encontrar a eficiência de remoção do NT e analisar individualmente cada etapa, possibilitando a verificação dos limitantes. As análises de NTK foram realizadas com o intuito de encontrar o valor do N-org, já que o NTK é composto pela soma entre ele e a parcela de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

As mesmas amostras coletadas para as análises de DQO, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> seriam utilizadas para o procedimento de quantificação do NTK, mas ocorreram problemas no equipamento de destilação de NTK no momento do experimento, perdendo-se a maior parte das amostras armazenadas. Como o problema foi recorrente, necessitando de diversos reparos até a completa inutilização do mesmo, optou-se por destilar as poucas amostras faltantes em um destilador simples, com uso de suporte, garra, condensador e bico de bunsen. Apesar da troca do método de destilação, a metodologia de análise do NTK foi mantida. Também houveram análises realizadas no laboratório de engenharia da USP - São Paulo.

De toda forma, com a quantidade reduzida de análises de NTK, optou-se por calcular todas as quantias de nitrogênio orgânico teoricamente por meio de estequiometria através da composição elementar da biomassa.

A composição elementar genérica da biomassa, considerando a semelhança celular entre a grande diversidade de microrganismos, é constituída predominantemente pelos elementos C, H, O e N, cuja fórmula química empírica é C<sub>1</sub>H<sub>1,8</sub>O<sub>0,5</sub>N<sub>0,2</sub>, com massa molar de 24,6 g/mol. Considerando que esta fórmula refere-se a fração orgânica da biomassa e que o peso molar pode ser equiparado aos sólidos suspensos voláteis (SSV), é possível encontrar a proporção do

nitrogênio orgânico, cuja massa referente é de 2,8 mg, através da equação (FLICKINGER; HEIJNEN; KLEEREBEZEM, 2010; MIKI *et al.*, 2022):

$$2,8/24,6 = 0,1138 \text{ g}^{\text{N - org}}/\text{gSSV} \quad (5)$$

Os valores de SSV foram calculados através da relação conhecida entre DQO e o SSV, de 1,366, sabendo-se que a demanda química de oxigênio teórica, DQOt, é igual a 33,6 g para as células microbianas (COMEAU *et al.*, 2008; MIKI *et al.*, 2022).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 FASE DE ADAPTAÇÃO

Na primeira etapa de operação do reator, denominada de Fase de Adaptação, a aeração foi mantida contínua para favorecer o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes, fazendo com que apenas após a constatação da oxidação de  $\text{N-NH}_4^+$ , ponto em que se iniciou a Fase 1, a aeração fosse configurada para trabalhar intermitentemente, atuando de fato como um SBRIA. Logo que a Fase de Adaptação foi iniciada, observou-se visualmente a aeração do sistema, uma vez que houve a produção de espuma no topo do reator, conforme pode ser visualizado na Figura 15.

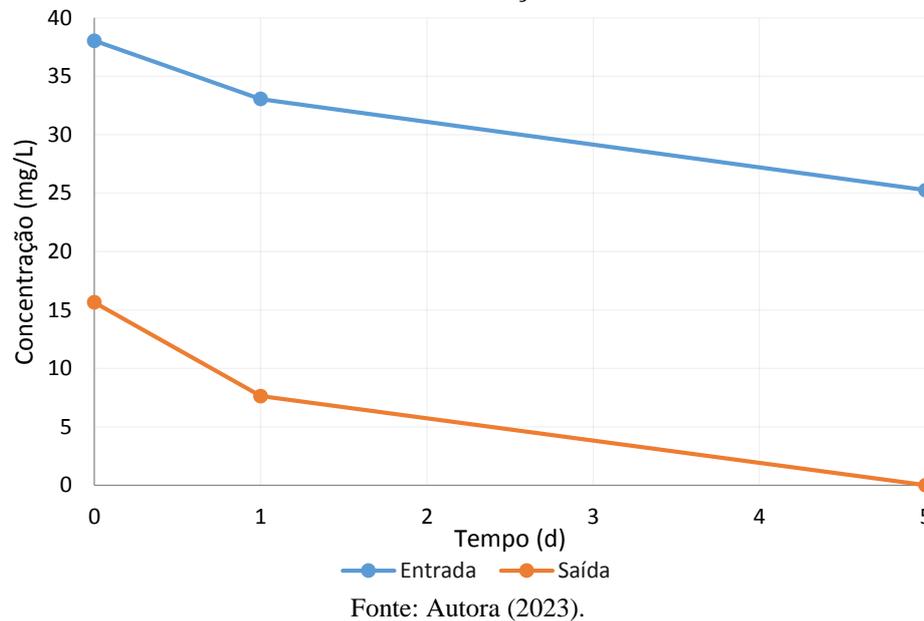
Figura 15 – Produção de espuma no topo do SBRIA indicando oxigenação no sistema



Fonte: Autora (2023).

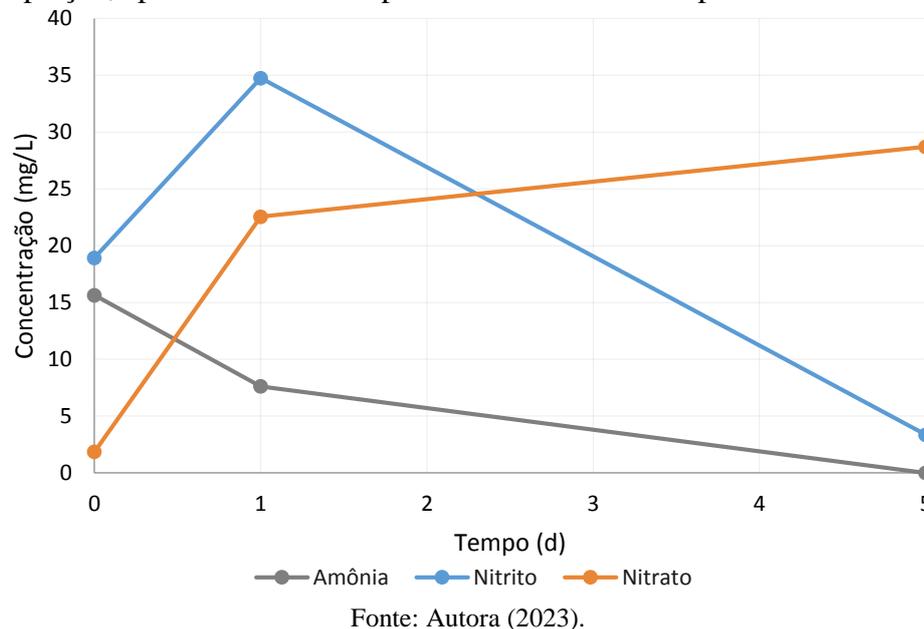
Apenas 3 análises, realizadas em um período de 5 dias, foram necessárias para verificar a ausência de  $\text{N-NH}_4^+$ , evidenciando sua oxidação completa, conforme indicado pelo Gráfico 1.

Gráfico 1 – Concentrações de entrada e saída de  $\text{N-NH}_4^+$  em função do tempo na Fase de Adaptação. A diminuição dos valores de saídas em relação aos de entrada indicam o processo de nitrificação



A utilização de  $\text{N-NH}_4^+$  como substrato na nitrificação resulta na produção de  $\text{N-NO}_2^-$  que, concomitantemente, é convertido em  $\text{N-NO}_3^-$  por meio da nitratação. Desse modo, embora tenha sido possível observar um pico na concentração de nitrito, de 34,8 mg/L, o mesmo foi rapidamente consumido pela continuação da nitrificação. O Gráfico 2 mostra o comportamento dos componentes da nitrificação,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ , na saída do SBRIA e confirma o sucesso da nitrificação.

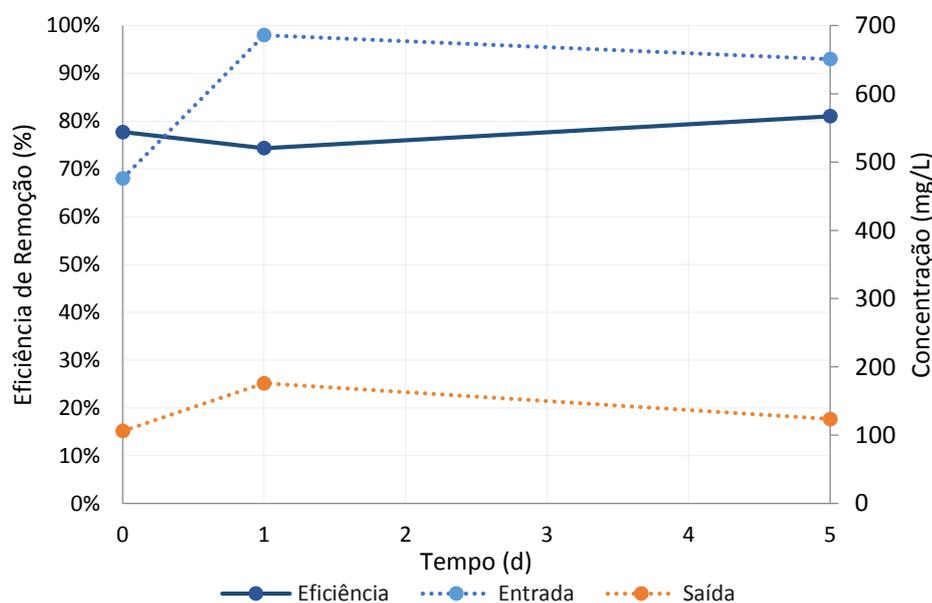
Gráfico 2 – Concentrações de saída dos compostos nitrogenados em função do tempo na Fase de Adaptação, apresentando o comportamento do início do processo de nitrificação



Logo na Fase de Adaptação tornou-se nítida a relação entre o processo de nitrificação e a alcalinidade. Quando o  $N\text{-NO}_2^-$  chegou ao máximo, com 28,7 mg/L, a alcalinidade caiu de 548,0 mgCaCO<sub>3</sub>/L na entrada para 71,0 mgCaCO<sub>3</sub>/L na saída. A queda da alcalinidade já era esperada na oxidação do  $N\text{-NH}_4^+$  devido a liberação de íons hidrogênio na reação. Apesar disso, o reator conseguiu manter o pH equilibrado, com entrada de 7,4 e saída de 7,5.

A ocorrência do processo de nitrificação é também um indicativo de oxigênio disponível para a biodegração da matéria orgânica, visto que o oxigênio é o principal receptor de elétrons das reações de oxido-redução e que as bactérias heterotróficas aeróbias, degradadoras de DQO, possuem vantagem na competição com as nitrificadoras devido a maior velocidade de crescimento (RITTMANN; MCCARTY, 2001). O Gráfico 3 apresenta as eficiências de remoção da DQO na Fase de Adaptação e corrobora com o supracitado sobre a eficiência do sistema de oxigenação.

Gráfico 3 – Eficiências de remoção da DQO não filtrada no eixo vertical principal, assim como suas respectivas concentrações de entrada e saída no eixo vertical secundário, em função do tempo, ao longo da Fase de Adaptação, indicando a biodegradação da matéria orgânica concomitantemente ao processo de nitrificação



Fonte: Autora (2023).

Comprovado o processo de degradação da matéria orgânica e da nitrificação, a Fase de Adaptação foi encerrada com a oxidação total de  $N\text{-NH}_4^+$ , dando início a Fase 1. Como já citado, a alteração das fases foi marcada pela alteração no sistema de aeração, passando de contínua para intermitente, com 2 horas de aeração ligada e 1 hora desligada, gerando períodos de ausência de oxigenação para favorecer o desenvolvimento dos microrganismos desnitrificantes.

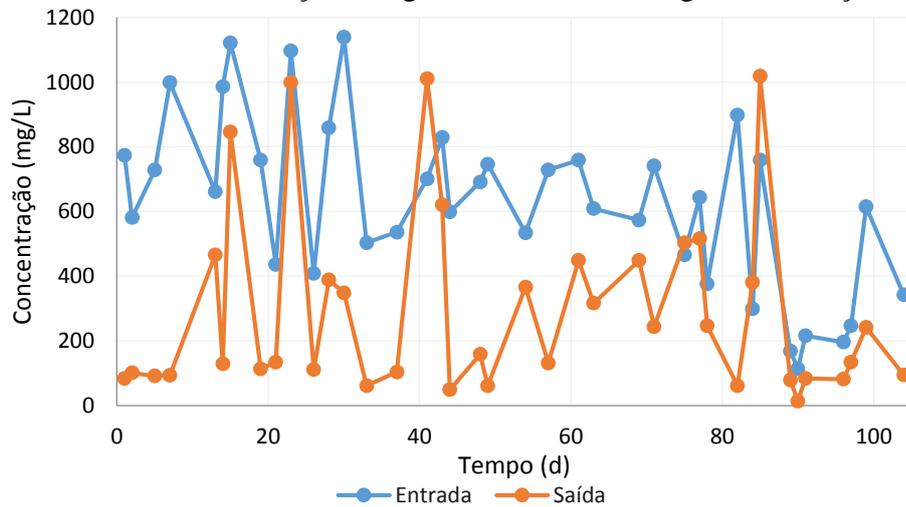
## 4.2 FASE 1

### 4.2.1 DQO

#### 4.2.1.1 DQO não filtrada

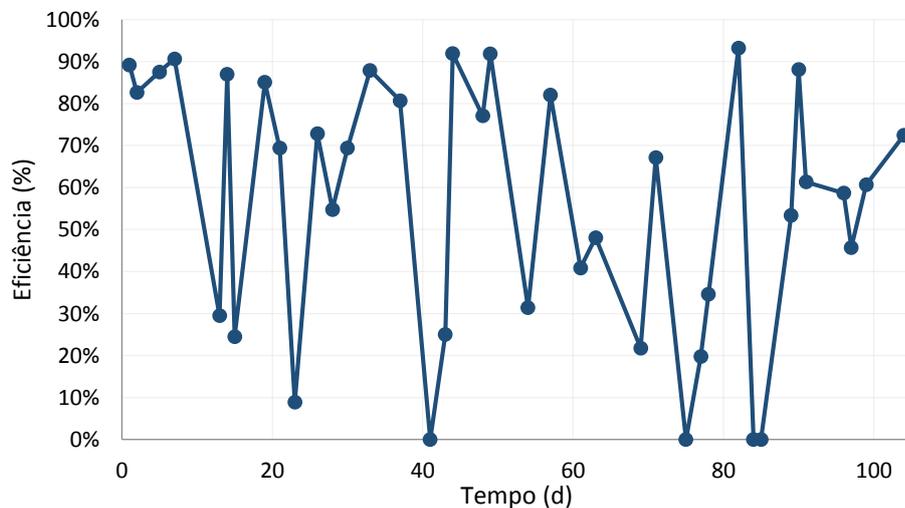
A concentração média de entrada de DQO não filtrada na Fase 1 foi de  $626,4 \pm 264,9$  mg/L e de  $291,6 \pm 281,8$  mg/L na saída, com a média das eficiências de remoção de  $56 \pm 31\%$ . O fato do desvio padrão da média de concentração da saída ser próximo ao da própria média já indica a grande variação de seus valores. O Gráfico 4 apresenta as concentrações de entrada e de saída da DQO não filtrada na fase e o Gráfico 5 indica as eficiências de remoção.

Gráfico 4 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de DQO não filtrada na Fase 1. O comportamento das concentrações no gráfico evidenciam a grande variação dos dados



Fonte: Autora (2023).

Gráfico 5 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de DQO não filtrada na Fase 1. A variação entre a eficiência, de 0 a 93,21%, resultaram em um desvio padrão elevado, de 31%



Fonte: Autora (2023).

Assim que a Fase 1 iniciou, as primeiras análises de DQO não filtradas alcançaram eficiências de remoção superiores a 80%, chegando a 91% no 7º dia da fase. Entretanto, a partir do 13º dia, que apresentou uma queda brusca na eficiência, com 30%, pode-se notar grande instabilidade. No 41º dia, por exemplo, não houve eficiência de remoção, enquanto no 82º dia a eficiência alcançou 93%.

Para fins de comparação, o estudo em escala de bancada de Barana *et al.* (2013), realizado com efluente de UASB, ou seja, já tendo passado por um tratamento, obteve 95% de eficiência, com uma concentração de entrada de 418 mg/L e de saída de 22 mg/L, sob um TDH de 24 horas.

A instabilidade na eficiência de remoção da DQO não filtrada no piloto pode ser justificada pela presença de esgoto industrial. Inclusive, no 23º dia e no 69º dia, em que o aspecto do esgoto indicou a presença de efluente não doméstico, conforme visto na seção 4.1 Água residuária: Figura 3, houveram quedas nas eficiências de remoção da DQO não filtrada, com valores de 9% e 22%, respectivamente.

As substâncias contidas no esgoto não doméstico podem ser tóxicas para os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico, ocasionando a inativação da biomassa e, conseqüentemente, o aumento da quantidade de sólidos do efluente e a redução da eficiência de remoção de DQO.

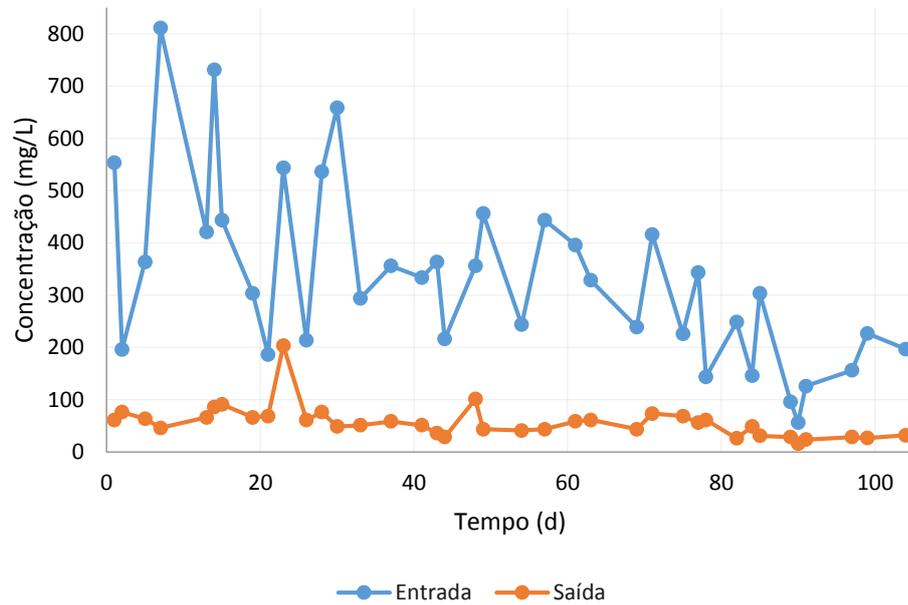
#### 4.2.1.2 DQO filtrada

Através da filtração das amostras foi possível avaliar a influência dos sólidos nas concentrações de DQO. A concentração média de entrada de DQO filtrada na Fase 1 foi de  $333,4 \pm 172,7$  mg/L, basicamente a metade da anterior, e de  $56,6 \pm 31,6$  mg/L na saída, representando cerca de 1/5 da não filtrada. Ou seja, além da presença de sólidos interferir na concentração de DQO, essa interferência é ainda maior no efluente do que no afluente do SBRIA.

Dessa forma, a média das eficiências de remoção para a DQO filtrada foi de  $81 \pm 10\%$ , consideravelmente maior em relação à não filtrada. Essa eficiência se assemelha a encontrada por Souza *et al.* (2021), de 80,1%, ao utilizar um efluente sintético e o TDH de 10 horas.

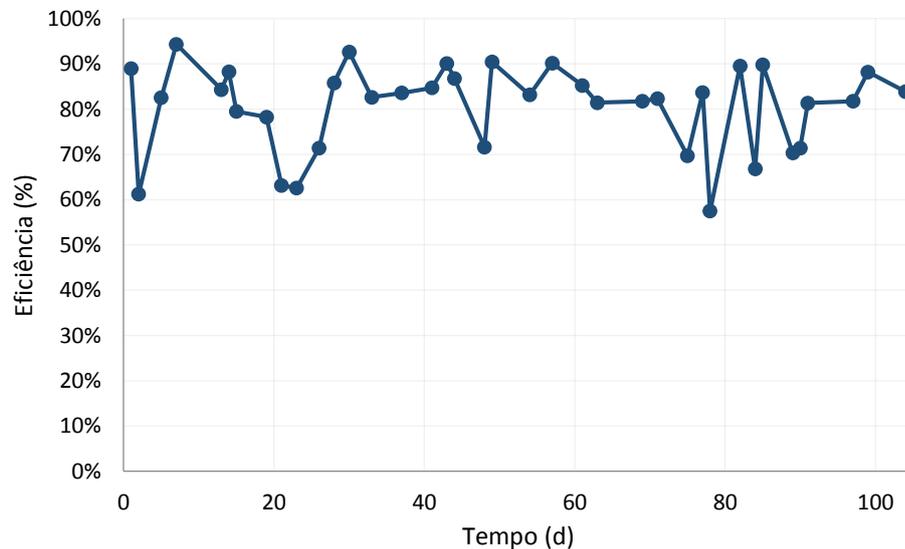
O Gráfico 6 apresenta as concentrações de entrada e de saída da DQO filtrada na fase e o Gráfico 7 indica as eficiências de remoção.

Gráfico 6 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de DQO filtrada na Fase 1. As concentrações de saída foram inferiores às concentrações de entrada em todas as análises, indicando uma eficiência de remoção superior a encontrada para a DQO não filtrada



Fonte: Autora (2023).

Gráfico 7 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de DQO filtrada na Fase 1. A eficiência de remoção para a DQO filtrada, com desvio padrão de 10%, apresenta mais estabilidade do que para a não filtrada



Fonte: Autora (2023).

Nota-se que todos os pontos críticos citados na análise da DQO não filtrada pela baixa ou nenhuma eficiência deixam de ser problema com a filtração, apresentando concentrações de saída bem inferiores às de entrada. O mesmo ocorre para o 75º, 84º e 85º dias, comprovando que o problema na eficiência da DQO não filtrada é devido a presença de sólidos no efluente.

#### 4.2.1.3 DQO - Saída sedimentada

Confirmada a ação dos sólidos sobre a DQO efluente, uma alternativa foi a simulação de uma unidade de decantação. A princípio, a ideia era de que o SBRIA conseguisse atuar sem a necessidade de uma etapa para clarificação, reduzindo custos, mas a presença de efluente industrial tornou inviável.

Como a percepção da presença e interferência dos sólidos nos resultados do efluente precisou de tempo para ser apurada, foi a partir do 57º dia da Fase 1 que se iniciou a análise da concentração de saída da DQO sedimentada.

Para isso, bastava deixar a amostra sedimentar por cerca de 3 minutos antes de retirar a alíquota necessária. A diferença visual entre o efluente não sedimentado e o sedimentado é facilmente percebida, como mostra a Figura 16.

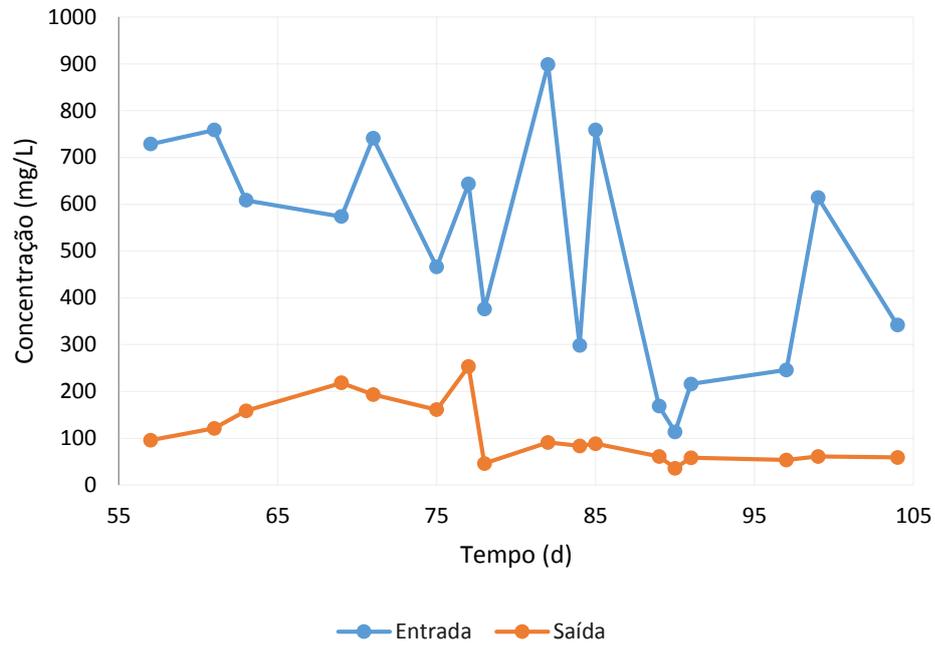
Figura 16 – À esquerda, béquer com amostra do efluente sem sedimentação. À direita, a mesma amostra após a simulação de unidade de clarificação, realizada por meio de sedimentação após deixar o recipiente em repouso por cerca de 3 minutos



Fonte: Autora (2023).

O Gráfico 8 apresenta quais foram as concentrações de saída da DQO sedimentada, assim como as de entrada da DQO não filtrada no período, em que as médias foram de  $108,2 \pm 65,6$  mg/L e de  $503,0 \pm 242,4$  mg/L, respectivamente.

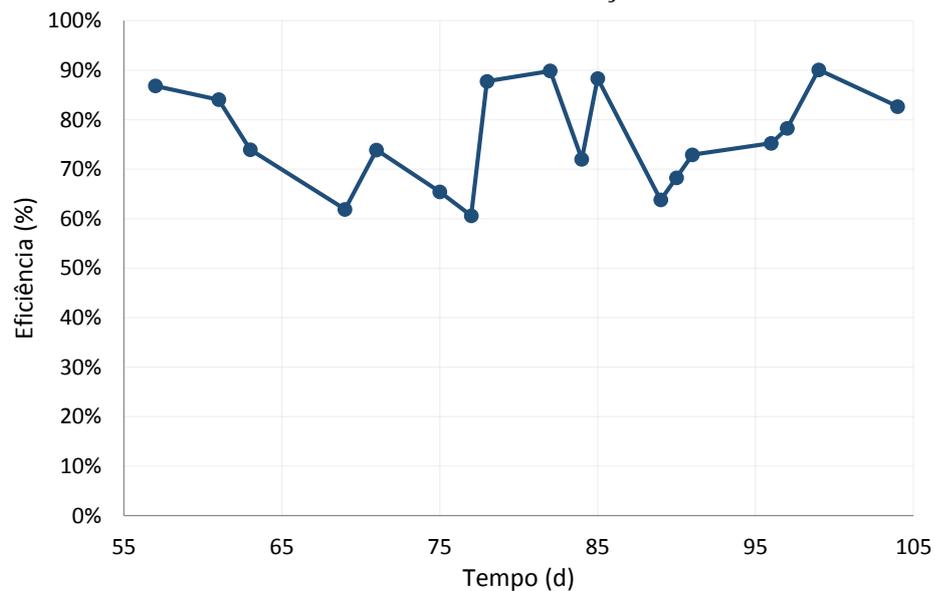
Gráfico 8 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de DQO com entrada não filtrada e saída sedimentada, simulando uma unidade de clarificação, na Fase 1



Fonte: Autora (2023).

A simulação de uma unidade de decantação possibilitou que a eficiência de remoção média se aproximasse ao da DQO filtrada, alcançando o valor de  $77 \pm 10\%$ . O Gráfico 9 apresenta as eficiências de remoção de saída da DQO sedimentada em cada ponto.

Gráfico 9 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de DQO, na Fase 1, com a simulação de uma unidade de clarificação



Fonte: Autora (2023).

Ao comparar com os estudos em escala de bancada de Moura (2012; 2014), a eficiência de remoção da DQO foi inferior, possivelmente pelas causas relacionadas a presença de efluente industrial. Moura (2012) alcançou a eficiência de remoção de DQO de 89% ao trabalhar com TDH de 12 horas e esgoto sintético. Posteriormente, com esgoto sanitário, Moura (2014) obteve a eficiência média de remoção de 90%. Com o mesmo TDH, de 12 horas, Oliveira (2016) chegou a um resultado de 72% de eficiência de remoção em um esgoto sanitário não tratado combinado com efluente de RALF.

Com TDH de 24 horas, Barana *et al.* (2013) conseguiu reduzir a concentração de DQO de 418 mg/L na entrada para 22 mg/L na saída, embora o referido tenha sido realizado com efluente de UASB. Já com TDH inferior, de 6 horas, Correa *et al.* (2016) tiveram como resposta uma remoção média de matéria orgânica de 88% utilizando esgoto sanitário.

A eficiência de remoção de matéria orgânica do SBRIA em escala piloto, apresentada por Murata *et al.* (2021), foi superior a 87% ao longo de todo o período do experimento. Mas, considerando a necessidade de estabilização entre os demais processos que envolvem a remoção do nitrogênio, o melhor resultado combinado foi para o TDH de 47,2 horas, consideravelmente superior aos demais referenciados.

## **4.2.2 Sólidos**

### **4.2.2.1 Sólidos sedimentáveis**

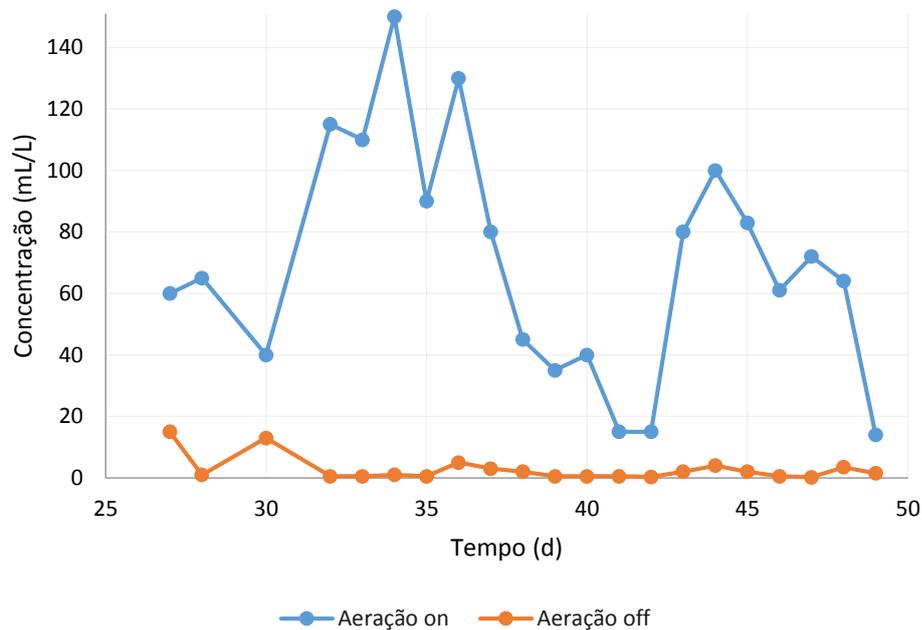
Os sólidos sedimentáveis no efluente do SBRIA sofrem grande influência da aeração. Isso ocorre pois, logo que a aeração é ligada, parte dos sólidos que haviam se depositado ao fundo do reator são lançados e saem junto ao efluente. No caso do estudo, em que é notável a quantidade de sólidos na saída, torna-se ainda mais nítida a interferência da aeração, com uma média de 69,7 mL/L  $\pm$  37,7 mL/L com aeração ligada e de 2,7  $\pm$  4,0 mL/L com aeração desligada (coletas realizadas entre o 27º e 49º dia da Fase 1).

Os valores médios de sólidos sedimentáveis são superiores aos definidos pela Resolução CONAMA 430, mesmo para o obtido com a aeração desligada. A referida Resolução define que o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários deve obedecer a condição e padrão específico de até 1 mL/L de materiais sedimentáveis em teste de 1 hora em cone Imhoff, sendo que para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes.

Ressalta-se que, ainda que a concentração de sólidos sedimentáveis com a aeração off atendesse aos padrões exigidos, é fundamental que não haja uma variação tão significativa entre as diferentes condições de operação do reator.

O Gráfico 10 evidencia a diferença da concentração de sólidos sedimentáveis no efluente do SBRIA em função da presença ou ausência de aeração.

Gráfico 10 – Variação das concentrações de sólidos sedimentáveis no efluente do SBRIA, na Fase 1, em função da aeração. As concentrações de sólidos sedimentáveis no momento em que a aeração está ativada é substancialmente superior do que no período em que a aeração está off



Fonte: Autora (2023).

Considerando a grande variação dos valores de sólidos sedimentáveis, evitou-se que as coletas para as demais análises fossem realizadas logo após o início da aeração, visto a instabilidade do momento, gerada pela movimentação das bolhas de oxigênio com a biomassa sedimentada.

Oliveira (2019) também observou o desprendimento e liberação de biomassa em períodos de transição entre os ensaios. Apesar da alteração visualmente nítida, Oliveira (2019) não realizou a análise de sedimentação com cone Imhoff, assim como em nenhum dos outros estudos sobre SBRIA, não sendo possível realizar comparações.

Anteriormente, na seção 5.2.1.3 DQO - Saída sedimentada, foi apresentada a imagem de uma amostra, antes e após a sedimentação, em que a quantidade de sólidos no efluente era alta. Como a situação variava, a Figura 17 apresenta uma amostra em que o efluente apresentou aparência límpida.

Figura 17 – Aparência límpida do efluente do SBRIA em coleta realizada com aeração desligada. Visualmente, nota-se a baixa quantidade de sólidos sedimentáveis



Fonte: Autora (2023).

#### 4.2.2.2 Série de sólidos

Outro parâmetro de importância em relação à composição dos sólidos no reator é a série de sólidos, responsável pela identificação da parcela volátil (STV) e da parcela fixa (STF) da quantidade total. Essa importância se deve ao fato de o STV apresentar uma estimativa da matéria orgânica presente, visto que com a prática térmica da calcinação a mesma tende a volatilizar, permanecendo apenas o material inorgânico/mineral, representados pelos STF.

As concentrações médias da série de sólidos, apresentada na Tabela 3, referem-se aos ST, STV e STF dos dias 43º, 61º, 75º, 82º e 91º de operação do reator na Fase 1.

Tabela 3 – Concentrações médias da série de sólidos (ST, STV e STF), de entrada e saída da Fase 1, com seus respectivos desvios-padrões. Considerando os desvios, as concentrações mantiveram-se sem alterações, não havendo eficiência de remoção

Sólidos	Entrada	Saída
ST (mg/L)	607,8 ± 187,4	627,0 ± 265,1
STV (mg/L)	386,60 ± 92,6	377,6 ± 130,4
STF (mg/L)	221,20 ± 140,0	229,4 ± 143,5

Fonte: Autora (2023).

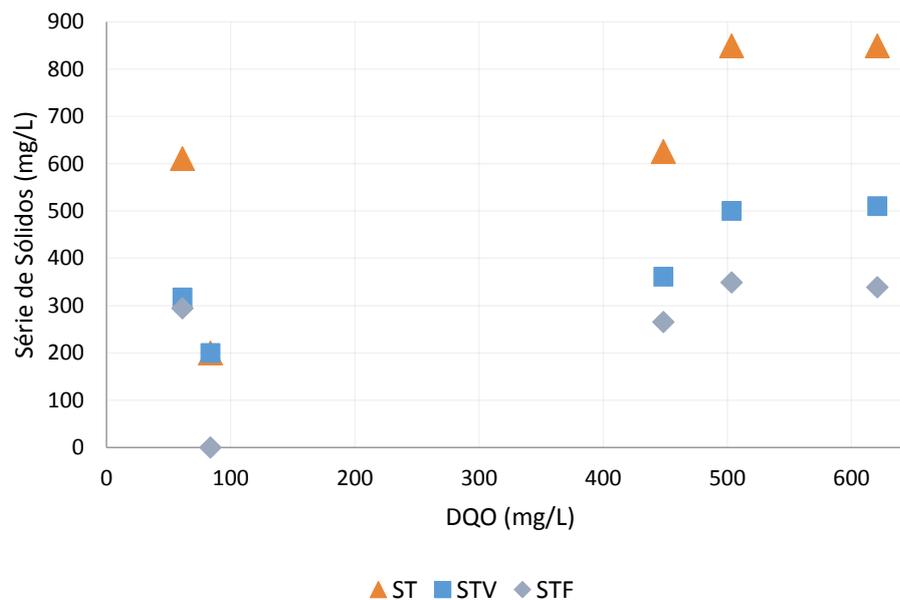
Considerando os valores dos desvios, pode-se dizer que em todos os casos a quantidade de sólidos foi mantida em uma mesma faixa, não havendo eficiência de remoção sob essas condições, evidenciando a necessidade de unidade para clarificação.

Mesmo com a necessidade dessa unidade, o SBRIA se mantém vantajoso quanto a presença de sólidos no efluente. Em um sistema de lodo ativado convencional, por exemplo, tem-se o parâmetro de SSV variando entre 1500 a 3500 mgSSV/L, de acordo com Von Sperling (1997) e entre 2000 a 4000 mgSSV/L, segundo Metcalf e Eddy (2016). Embora o SSV não tenha sido mensurado diretamente neste estudo, tem-se o STV, que é a soma entre o SSV e os sólidos dissolvidos voláteis (SDV), com valor consideravelmente inferior, de  $377,6 \pm 130,4$  mg/L.

Moura (2014), em escala de bancada, também citou essa vantagem ao obter a concentração máxima de ST no efluente de  $423 \pm 43$  mg/L e a concentração mínima de  $210 \pm 68$  mg/L, sugerindo a eliminação ou diminuição da dimensão da unidade de clarificação do efluente. Valor semelhante foi encontrado por Oliveira (2019), também em escala de bancada, com média de ST no efluente de  $462 \pm 83$  mg/L.

É importante ressaltar que os desvios-padrões altos também devem estar relacionados a pequena quantidade de amostras, apenas 5. A escolha dos dias foi feita por caírem na primeira análise da semana, sem nenhum motivo influenciado pelos resultados das demais análises. Apesar de poucos dados, pode-se observar, através do Gráfico 11, a tendência do aumento dos sólidos proporcionalmente ao de DQO, ambos da saída.

Gráfico 11 – Relação entre a DQO e os dados da Série de Sólidos na Fase 1, ambos de saída. O ST é a soma do STV e do STF, por isso seu valor sempre será maior ou igual ao dos outros citados. Pelo gráfico, percebe-se a predominância do STV em relação ao STF



Fonte: Autora (2023).

Como observado, os valores de STV e STF são sempre menores ou iguais aos de ST, visto que eles são parcelas do último. Nota-se também que as concentrações de STV se mantiveram maior que as de STF, indicando que a biomassa presente no sistema era predominantemente ativa, estabilizadora de substrato e orgânica.

Parte da massa orgânica é biodegradável e parte não biodegradável, sendo que a não biodegradável permanece no efluente e contribui para o aumento da concentração de sólidos, juntamente aos subprodutos da oxidação não degradáveis (ECKENFELDER, 2000; VON SPERLING, 1997).

A relação entre o aumento de DQO e de sólidos no efluente pode ainda ser explicada pelo crescimento da biomassa devido ao aumento do substrato, que pode atingir concentrações excessivas e resultar na limitação da transferência de oxigênio as células, sobrecarregando o sistema e a impossibilidade de retenção da biomassa, gerando o acréscimo de sólidos na saída (VON SPERLING, 1997).

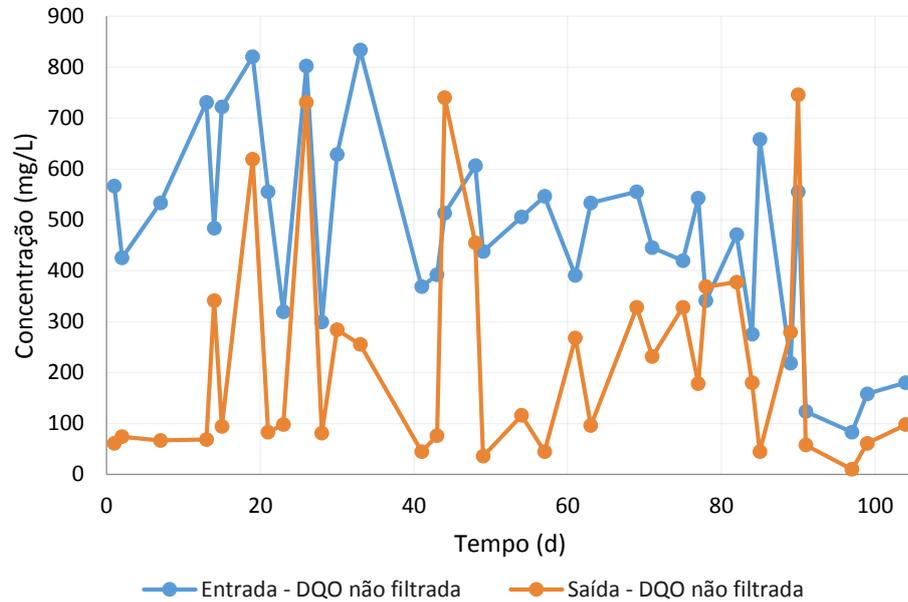
Quanto ao STF, os valores permaneceram semelhantes até mesmo em relação aos desvios-padrões. Murata (2015), em seu SBRIA em escala piloto, obteve o aumento de sólidos fixos, sendo que o STF foi de  $161 \pm 43$  mg/L para  $199 \pm 23$  mg/L, justificado pela presença de sais ou efeito de mineralização, ocasionados pela adição de bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) para proporcionar alcalinidade ao sistema. Neste trabalho, não houve necessidade de adição de substâncias para correção de alcalinidade.

#### 4.2.2.2.1 Sólidos Suspensos Voláteis

A influência dos sólidos na DQO tornou-se nítida através das eficiências de remoção das amostras filtradas e não filtradas. De todo modo, mesmo que o fato não fosse apresentado experimentalmente, já é conhecida a relação entre a DQO teórica e o SSV (citada em 4.5.2 - Estequiometria através da composição elementar da biomassa).

Como a análise de SSV não foi realizada, utilizou-se do conhecimento teórico para obter valores que serão utilizados posteriormente na seção 5.2.4.3 – Nitrogênio orgânico. O Gráfico 12 mostra as concentrações teóricas de SSV na entrada e na saída para cada dia em que foi analisada a DQO não filtrada.

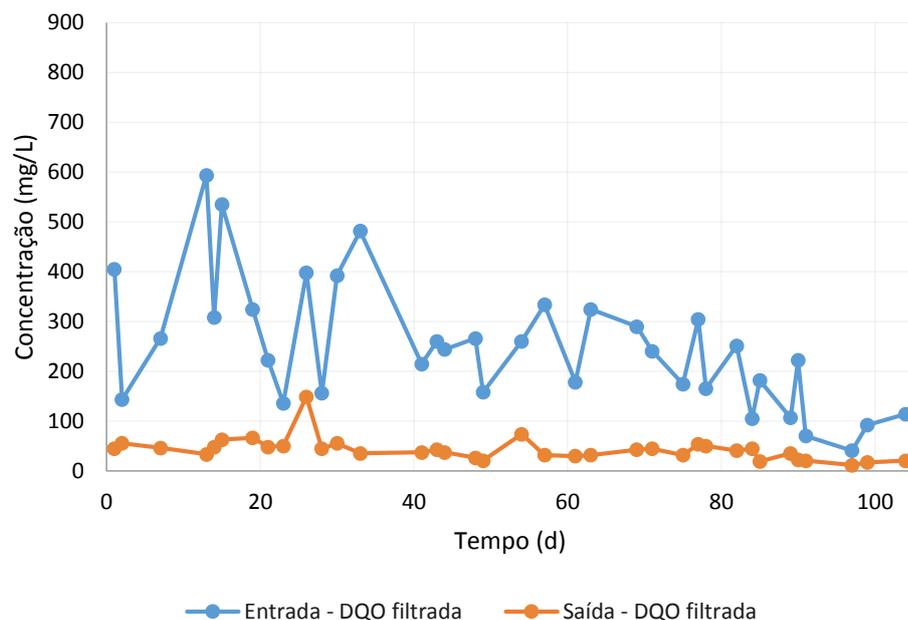
Gráfico 12 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída do SSV, obtidos teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO não filtradas



Fonte: Autora (2023).

A concentração teórica média de SSV na entrada com base na DQO não filtrada foi de  $466,9 \pm 189,4$  mg/L e de  $217,5 \pm 207,5$  mg/L na saída. O mesmo foi realizado utilizando a DQO filtrada, resultando em uma entrada média de  $244,1 \pm 126,4$  mg/L e de  $41,4 \pm 23,1$  mg/L na saída. Os valores teóricos de SSV, entrada e saída, para a DQO filtrada podem ser observados no Gráfico 13.

Gráfico 13 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída do SSV, obtidos teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO filtradas

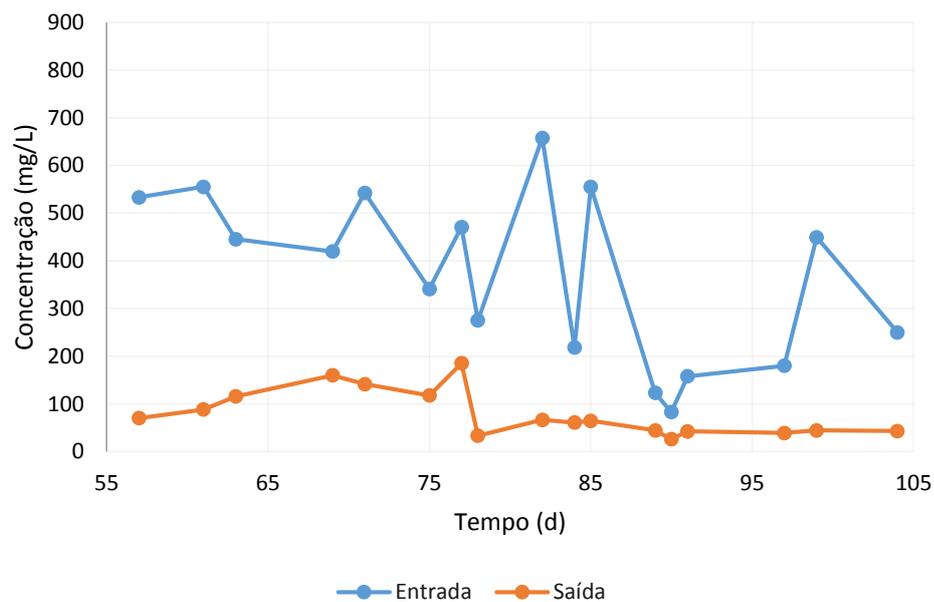


Fonte: Autora (2023).

Oliveira (2019) obteve, em seu reator, uma média de saída de SSV de 20 mg/L, com valor mínimo inferior a 1 mg/L, não sendo detectável, e máximo de 58 mg/L. Seu resultado se aproxima mais ao cálculo teórico obtido para o SSV da DQO filtrada do que da não filtrada, o que já era esperado visto que o esgoto utilizado em seu trabalho foi sintético, não havendo problemas de excesso de sólidos.

Com o intuito de verificar a mudança nos valores teóricos de SSV na saída com inserção de uma unidade de decantação, foi utilizado os dados da DQO de saída sedimentada para a realização de novos cálculos, mantendo o SSV de entrada feito com os dados das amostras não filtradas. Visto que as concentrações de DQO sedimentadas ocorreram a partir do 57º dia, o mesmo será observado no Gráfico 14, que apresenta as concentrações do SSV de entrada e de saída sob as condições citadas.

Gráfico 14 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada não filtrada e saída sedimentada do SSV, obtidas teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO sedimentadas, simulando uma unidade de clarificação



Fonte: Autora (2023).

A concentração média de entrada do SSV não filtrado referente ao período entre o 57º e o 104º dia foi de  $368,2 \pm 177,4$  mg/L. Quanto a saída, a concentração de SSV com a simulação de uma unidade de decantação foi de  $79,2 \pm 48,0$  mg/L na saída.

De toda forma, ao comparar com Moura (2014), que operou com esgoto sanitário e obteve uma entrada média de SSV de  $121 \pm 36$  mg/L e  $32 \pm 9$  mg/L de saída sob o TDH de 10 horas, continua-se evidente a quantia superior ao esperado de sólidos no efluente, possivelmente pela presença significativa de efluentes não domésticos.

### 4.2.3 DBO

O parâmetro utilizado pela legislação brasileira para verificar a eficiência de remoção da matéria orgânica de efluentes, através da Resolução CONAMA nº 430, é a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO, 5 dias a 20°C). Para atender as exigências, é necessário que ocorra a remoção mínima de 60%.

As análises de DBO não foram realizadas nos laboratórios da Unifal-MG e por isso a quantidade de dados foi inferior aos de DQO, sendo eles apresentados na Tabela 4 com suas médias e desvios-padrões.

Tabela 4 – Concentrações de entrada e saída da DBO e suas respectivas eficiências. A Tabela também apresenta as médias e os desvios-padrões dos dados

Dia (Fase I)	Entrada	Saída	Eficiência de remoção (%)
15°	731,8	37,0	95
21°	574,2	13,1	98
28°	278,2	16,1	94
37°	279,8	119,7	57
51°	550,0	173,8	68
57°	429,9	57,3	87
71°	803,6	123,1	85
99°	240,3	59,1	75
Média	486,0 ± 214,6	74,9 ± 57,8	82 ± 14

Fonte: Autora (2023).

É possível observar que a média da eficiência de remoção atende com folga a Resolução. Porém, observando individualmente os valores, tem-se uma remoção de 57% no 37° dia. Essa queda poderia também estar associada à presença de grande massa de sólidos no efluente tratado. Com isso, na análise do 51° dia, foi realizada a quantificação de DBO efluente sem a sedimentação e após a sedimentação da biomassa. O valor de DBO com sedimentação foi bem inferior ao sem sedimentação, atingindo uma eficiência de remoção de 93% ante uma eficiência de 68% sem sedimentação.

Outra análise possível com os dados de DQO e DBO conhecidos é a relação entre elas, indicando as condições de biodegradabilidade do efluente. Segundo Von Sperling (2014), valores inferiores a 2,5 para DQO/DBO indicam fração biodegradável alta, sendo recomendado o uso de tratamento biológico.

Visto que as coletas realizadas para análise de DBO ocorriam em horários e/ou dias distintos aos de DQO, não foi possível relacionar as médias dos valores. Mas a primeira coleta,

realizada no 15º dia de operação da Fase 1, ocorreu simultaneamente, de modo que os dados do dia foram utilizados para fazer a relação, que resultou em um valor de 1,3 no afluente e 3,5 no efluente.

No caso, o valor importante para saber se o SBRIA, cujo tratamento é por meio biológico, é eficiente para o tipo de esgoto é o da relação afluente, igual a 1,3. De fato, nota-se que a eficiência média de remoção de DBO atingiu  $82\% \pm 14\%$ , podendo ser ainda maior com a sedimentação do efluente. Quanto a relação após o tratamento, seu aumento em relação ao afluente pode indicar a eficiência do tratamento em consequência da redução da fração biodegradável.

Outra percepção relacionada a análise dos dados de DBO refere-se aos valores de entrada maiores do que os de DQO em análises realizadas no mesmo dia, em horários diferentes. Esse fato ocorreu nos 21º e 71º dias, com DQO afluente de 436,0 mg/L e 741,0 mg/L, respectivamente. Como a DBO trata de uma demanda de oxigênio mais restrita, considerando apenas os biodegradáveis, espera-se que seu valor seja sempre inferior ao da DQO, que engloba todas as matérias passíveis de oxidação. Os valores de DBO maiores do que os de DQO em amostras coletadas no mesmo dia em horários distintos indica em números o que já havia sido notado visualmente: as características do esgoto sofrem grandes variações durante o dia.

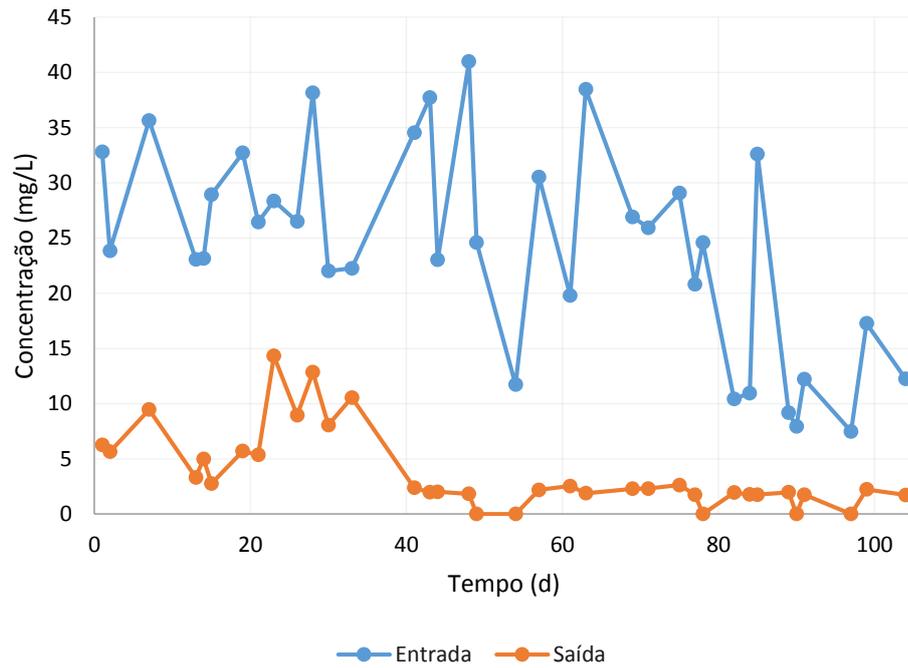
#### **4.2.4 Compostos nitrogenados**

##### **4.2.4.1 Nitrogênio amoniacal**

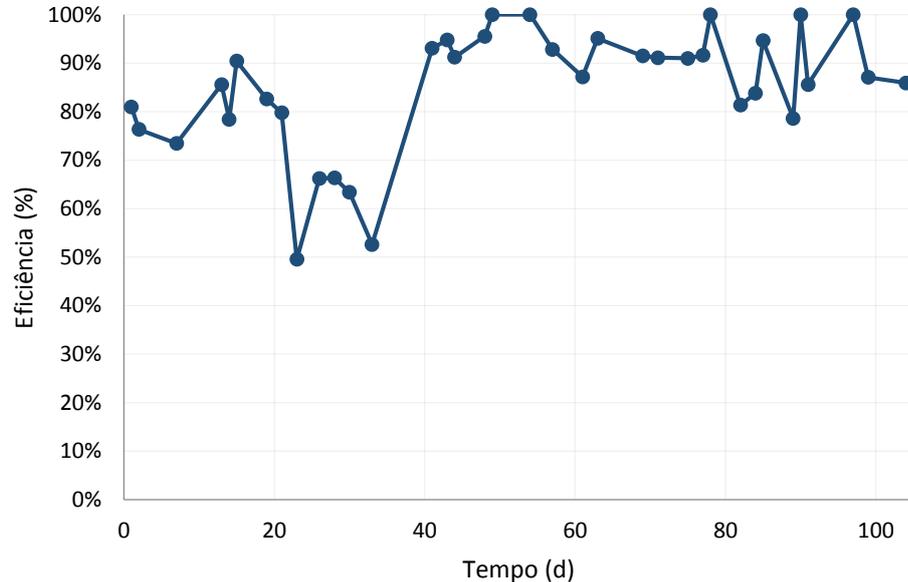
A concentração média de entrada de  $\text{N-NH}_4^+$  na Fase 1, de  $24,6 \pm 9,4$  mg/L, se enquadra ao citado por Von Sperling (2005) como o usual para esgoto doméstico bruto (entre 20 e 35 mg/L). Apesar disso, é possível observar valores discrepantes ao esperado, com concentração máxima de 41,0 mg/L e mínima de 7,5 mg/L. Em relação à saída, a concentração média foi de  $3,9 \pm 3,8$  mg/L.

Valores similares aos da média foram obtidos por Murata (2015) sob TDH de 48 horas e aeração intermitente, com concentrações médias de  $\text{N-NH}_4^+$  de  $27,1 \pm 3,0$  na entrada e de  $2,1 \pm 2,0$  na saída.

O Gráfico 15 apresenta as concentrações de entrada e de saída de  $\text{N-NH}_4^+$  na fase e o Gráfico 16 indica as eficiências de remoção, cuja média foi de  $84 \pm 13\%$ .

Gráfico 15 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída de  $\text{N-NH}_4^+$  na Fase 1

Fonte: Autora (2023).

Gráfico 16 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de  $\text{N-NH}_4^+$  na Fase 1, com valor mínimo de 50% e máximo de 100%

Fonte: Autora (2023).

Ao observar as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  é possível perceber que não houve a instabilidade notada nas análises da matéria orgânica, o motivo está relacionado à metodologia utilizada para as análises de  $\text{N-NH}_4^+$ , em que as amostras passam por filtração. A eficiência, no valor de  $84 \pm 13\%$ , não se distancia dos encontrados por Correa *et al.* (2019), com  $86 \pm 15\%$ , e

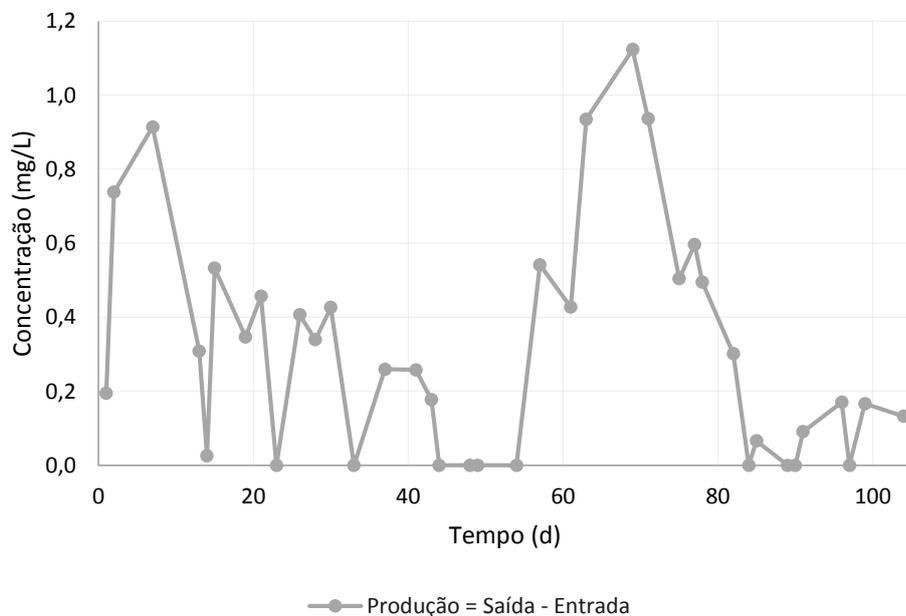
por Oliveira (2016), com média igual a 89% e os valores mínimo e máximo de 77% e 98%, respectivamente.

As menores eficiências, de 50% e 53%, foram encontradas no 23° e no 33° dias, divergindo dos demais pontos. Hem, Rusten e Odegaard (1994) constataram que o aumento da carga orgânica interfere negativamente na taxa de nitrificação devido ao crescimento de bactérias heterotróficas, que possuem vantagem na competição por OD. Mas visto que no ponto em que foi encontrada o maior valor de DBO, com 731,8 mg/L (15° dia), houve uma eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  de 90%, a carga orgânica pode não ter sido a responsável pelas eficiências de remoção inferiores em relação aos outros dias.

O Gráfico 17 apresenta a produção de  $\text{N-NO}_2^-$  através da diferença entre a saída e a entrada e é possível observar que no 23° dia e no 33° dia os valores são nulos, o que poderia sugerir a ausência da nitritação, resultando na queda da eficiência da nitrificação. Porém, ao observar outros valores nulos, pode-se contestar a possibilidade. No 100° dia, por exemplo, em que o gráfico não apresenta produção de nitrito, a eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  foi de 100%.

Gráfico 17 – Produção de  $\text{N-NO}_2^-$ , em função do tempo, gerada pela ocorrência da nitritação.

Os pontos em que a concentração é nula não indicam que não houve produção, visto que o consumo do  $\text{N-NO}_2^-$  na nitratação ocorre simultaneamente



Fonte: Autora (2023).

O fato de não haver resíduo de  $\text{N-NO}_2^-$  e ainda assim ocorrer a nitritação satisfatoriamente se deve ao fato de que a conversão do  $\text{N-NO}_2^-$  a  $\text{N-NO}_3^-$  após estabilização da nitrificação ocorre praticamente instantaneamente, de modo que a confirmação da produção

de  $\text{N-NO}_2^-$  através da verificação de sua concentração maior na saída do que na entrada é válida, mas o inverso (confirmar ausência do processo em caso de não haver concentração) não.

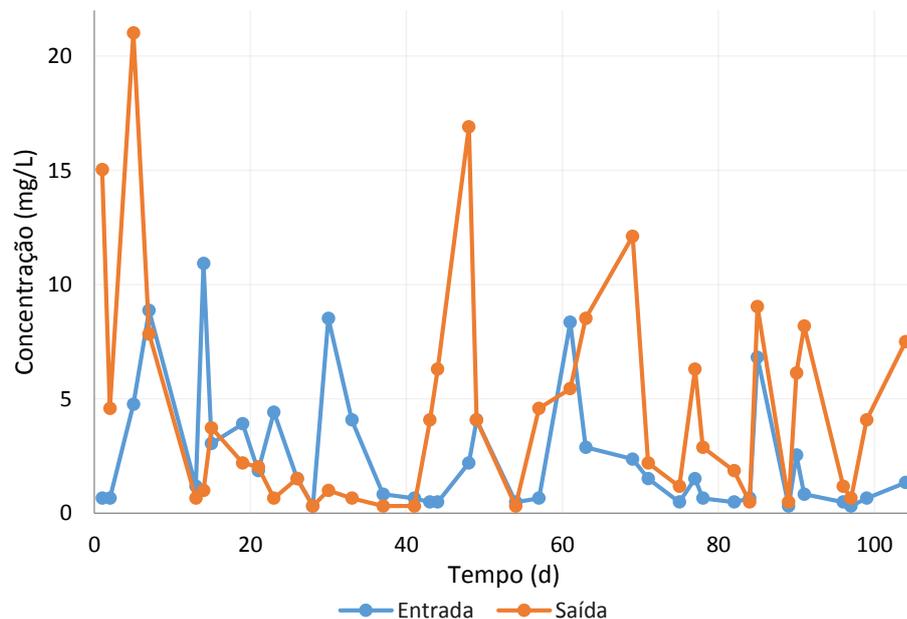
#### 4.2.4.2 Nitrito e nitrato

Como visto no gráfico anterior, a produção do  $\text{N-NO}_2^-$  e o seu consumo com o reator já adaptado aconteceu rapidamente por toda a operação da Fase 1, indicando que as bactérias responsáveis pela nitrificação se desenvolveram bem e não atuaram, em nenhum momento, como fator limitante. A prova disso é que apesar da produção, o máximo alcançado foi de 1,1 mg/L, não ocorrendo acúmulo de  $\text{N-NO}_2^-$ .

As bactérias responsáveis pela nitrificação possuem o coeficiente de saturação de oxigênio maior que o das heterótrofas, assim, quando a biomassa nitrificante está bem desenvolvida, a competição por OD entre elas e as bactérias heterotróficas pode gerar a estratificação das camadas oxigenadas nas espumas de poliuretano, favorecendo ainda mais os processos (FU *et al.*, 2010).

Outro fator relevante sobre o  $\text{N-NO}_2^-$  é que sua entrada máxima na fase foi de 0,8 mg/L, valor pertencente a faixa estimada para esgoto doméstico. Por outro lado, o Gráfico 18 apresenta as concentrações de entrada e de saída do  $\text{N-NO}_3^-$  na Fase 1 e é possível observar valores de entrada superiores aos dados da literatura, característica de efluente de origem industrial (VON SPERLING, 2005).

Gráfico 18 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de  $\text{N-NO}_3^-$  na Fase 1, indicando presença de esgoto industrial e de limitação no processo de desnitrificação



Fonte: Autora (2023).

Quanto a saída do  $\text{N-NO}_3^-$ , apesar de alguns pontos apresentarem concentrações maiores, pode-se dizer que, assim como no  $\text{N-NO}_2^-$ , não houve acúmulo considerável, indicando que houve harmonia entre a nitrificação e desnitrificação.

A relação C/N influencia nessa harmonia. A nitrificação é favorecida pelo aumento do substrato disponível para as nitrificantes, logo, a nitrificação é inversamente proporcional a relação C/N, sendo que o aumento da carga orgânica estimula a atividade metabólica dos organismos heterótrofos concorrentes (LIU *et al.*, 2010). Por outro lado, é necessário que haja substrato orgânico suficiente para a atividade das desnitrificantes.

Outra questão influente é em relação à concentração de OD. Oliveira (2019) verificou o favorecimento da nitrificação, com eficiências superiores a 90%, nos ensaios cujo OD médio era maior que 2,0 mg/L, corroborando com o citado por Metcalf e Eddy (2016) sobre o limite mínimo da faixa ótima do processo de nitrificação. Porém, a ausência de OD é fundamental para que ocorra a desnitrificação. Assim, o que favorece um processo é prejudicial ao outro, sendo necessário manter o equilíbrio para que os ambos possam ocorrer sem gerar acúmulos de produto.

Um fato interessante observado por Oliveira (2019) é que, embora com eficiência reduzida, houve desnitrificação sob OD médio do líquido de 2,93 mg/L, uma vez que mesmo nos períodos sem aeração essa concentração era mantida por conta da criação de zonas anóxicas no interior da espuma geradas pelo gradiente de oxigênio formado no meio suporte. A mesma influência das zonas anóxicas foi observada por Souza (2020) ao notar que as variáveis do diâmetro no material suporte e sua porosidade interferiram fortemente nas eficiências do processo de desnitrificação.

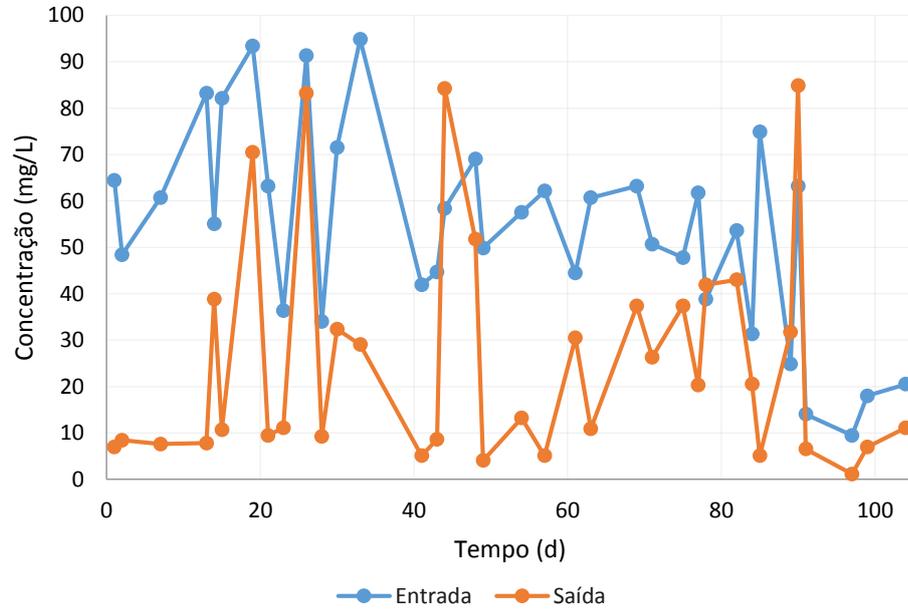
#### 4.2.4.3 Nitrogênio orgânico

Os valores de N-org, para amostras filtradas e não filtradas, foram obtidos por meio de estequiometria, conforme apresentado em 4.5.2 - Estequiometria através da composição elementar da biomassa.

A concentração média de N-org na entrada para as amostras não filtradas foi de  $53,1 \pm 21,6$  mg/L, bastante superior ao citado por Von Sperling (2005) como o usual para esgoto doméstico bruto, de de 15 a 25 mg/L. Já a saída foi de  $24,8 \pm 23,6$  mg/L, resultando em uma média das eficiências de remoção de  $56 \pm 31\%$ . Assim como para a DQO não filtrada, visto que o N-org está relacionado ao SSV e, conseqüentemente, a DQO, os altos valores dos desvios-padrões indicam a grande variação do valores.

O Gráfico 19 apresenta as concentrações de N-org das amostras não filtradas em cada ponto.

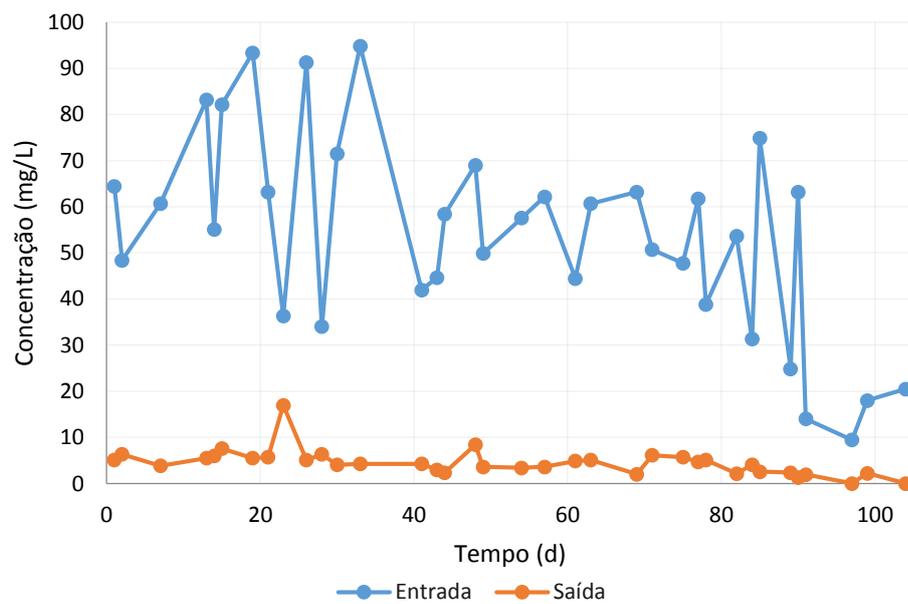
Gráfico 19 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída de N-org, obtidas teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO não filtradas



Fonte: Autora (2023).

Em relação às concentrações de N-org para as amostras filtradas, a entrada média foi de  $27,8 \pm 14,4$  mg/L e a saída de  $4,8 \pm 2,6$  mg/L conforme apresentado no Gráfico 20.

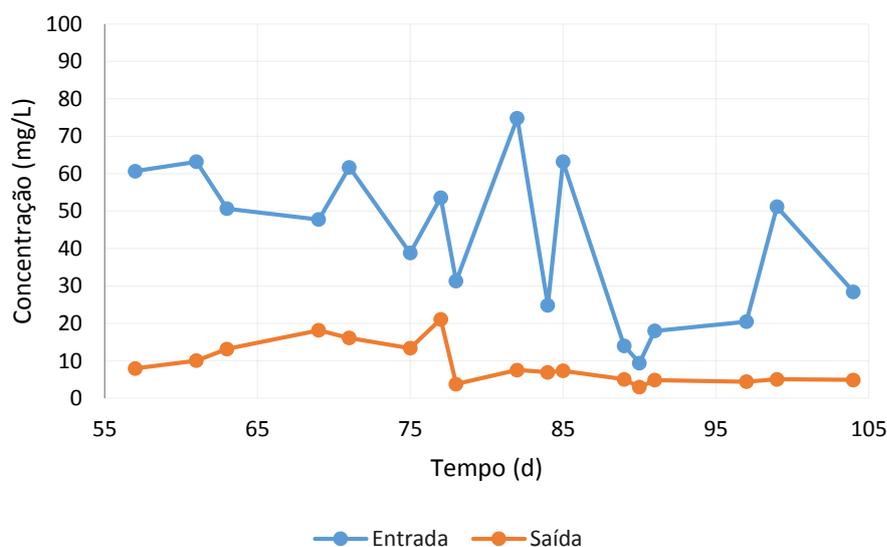
Gráfico 20 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída de N-org, obtidas teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO filtradas



Fonte: Autora (2023).

Novamente, buscando observar a influência da inserção de uma unidade de decantação no tratamento, obteve-se as concentrações teóricas de saída para o N-org sedimentado, análogo ao realizado para o SSV, e suas respectivas concentrações de entradas não filtradas. A média de concentração da entrada foi de  $41,9 \pm 20,2$  mg/L e a da saída de  $9,0 \pm 5,5$  mg/L. O Gráfico 21 apresenta esses dados individualmente.

Gráfico 21 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada não filtrada e saída sedimentada de N-org, obtidas teoricamente por meio de estequiometria, utilizando os dados das DQO sedimentadas, simulando uma unidade de clarificação



Fonte: Autora (2023).

Os gráficos apresentando as eficiências de remoção desta seção, assim como da seção 5.2.2.2.1 Sólidos Suspensos Voláteis, foram dispensados por possuírem o mesmo comportamento e valor que as eficiências de remoção das respectivas DQO utilizadas para seus cálculos.

#### 4.2.4.4 NTK

Através da soma das concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  e de N-org foi possível obter as concentrações de NTK. Embora não fosse necessário conhecer os valores de NTK para quantificar a remoção de NT, visto o conhecimento de seus dois componentes, as concentrações teóricas tiveram a importante função de permitir a verificação da proximidade dos dados teóricos com os reais. Isto porque, apesar do problema com o destilador, responsável por inviabilizar a análise de NTK por meios diretos, algumas análises foram concluídas.

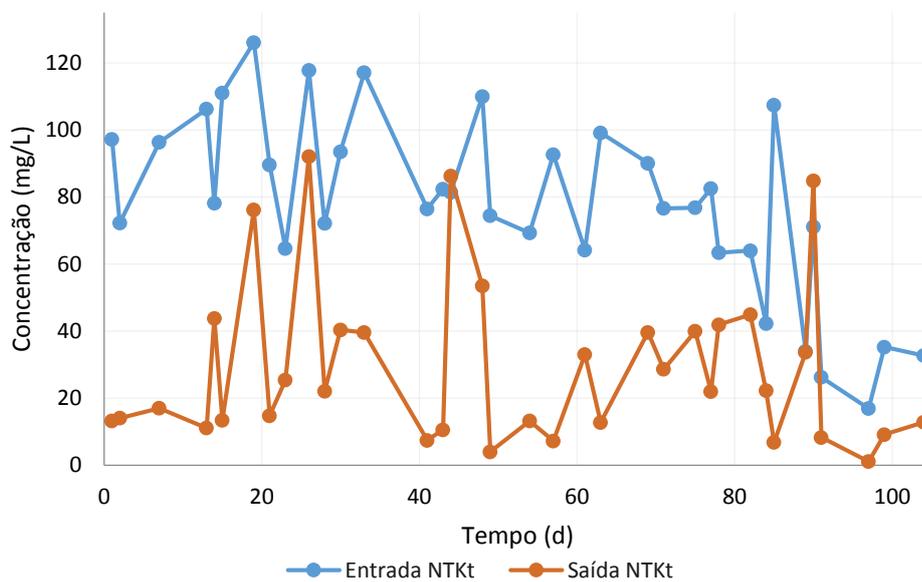
As concentrações de NTK teóricas, denominadas de NTKt para diferenciar das concentrações obtidas analiticamente, tiveram uma concentração média de entrada de  $78,1 \pm$

26,7 mg/L. Esse valor está acima da faixa citada por Von Sperling (2005) para esgoto sanitário (entre 35 e 60 mg/L), chegando ao máximo de 126,1 mg/L, indicando, mais uma vez, a presença de esgoto não doméstico. O valor mínimo foi de 16,4 mg/L.

Na saída, o valor médio para NTKt foi de  $29,1 \pm 24,3$  mg/L, com máximo de 86,2 mg/L e mínimo de 1,1 mg/L, resultando em uma eficiência média de  $62 \pm 27\%$ .

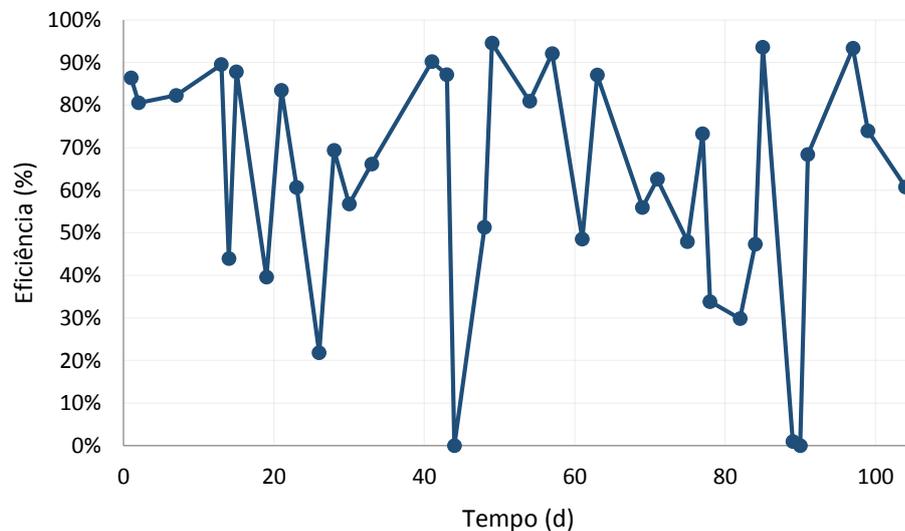
As concentrações e a eficiência de remoção de NTKt, tanto na entrada quanto na saída, podem ser observadas pelos Gráficos 22 e 23, respectivamente.

Gráfico 22 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída de NTK utilizando os dados de  $N-NH_4^+$  e do N-org não filtrado



Fonte: Autora (2023).

Gráfico 23 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de N-org não filtrado na Fase 1. A variação entre a eficiência, entre 0 e 95%, resultaram em um desvio padrão elevado, de 27%



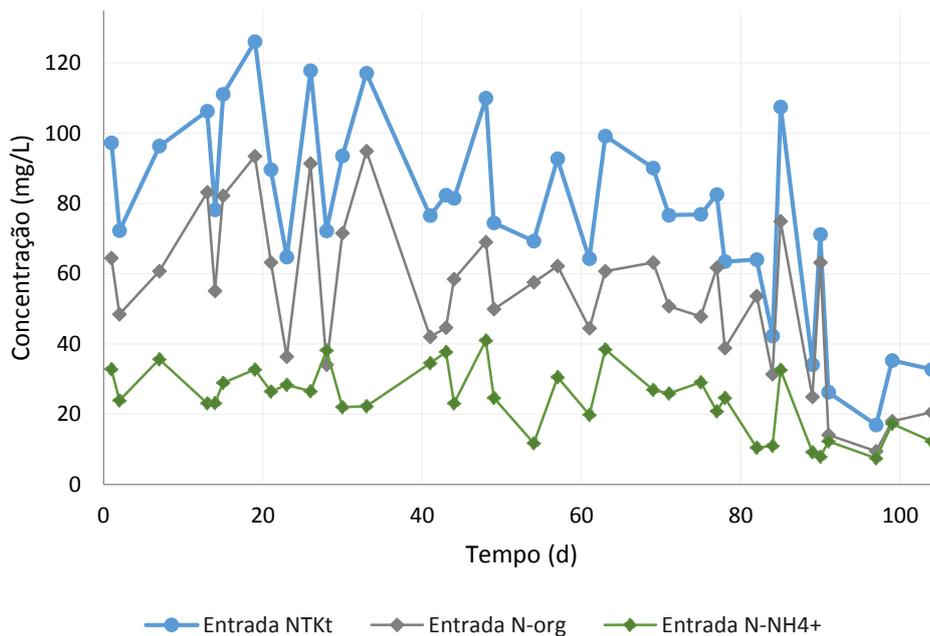
Fonte: Autora (2023).

A alta variabilidade do NTK afluente também pôde ser notada nos dados obtidos por Correa *et al.* (2019) ao trabalhar com SBRIA para o tratamento de esgoto sanitário proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Companhia de Saneamento do Paraná –ETE Norte/Sanepar. No caso, a maior concentração afluente foi de 90 mg/L e a menor de 36 mg/L. Quanto a eficiência, Correa *et al.* (2019) obteve  $80 \pm 15\%$  de remoção na mesma configuração de aeração (2 horas aeradas e 1 hora sem aeração), com valor máximo no efluente de 60 mg/L e mínimo de 2 mg/L.

Santos (2014) obteve uma eficiência média de remoção de NTK inferior, com 59%, ocasionada pela concentração desadequada de OD em determinado período.

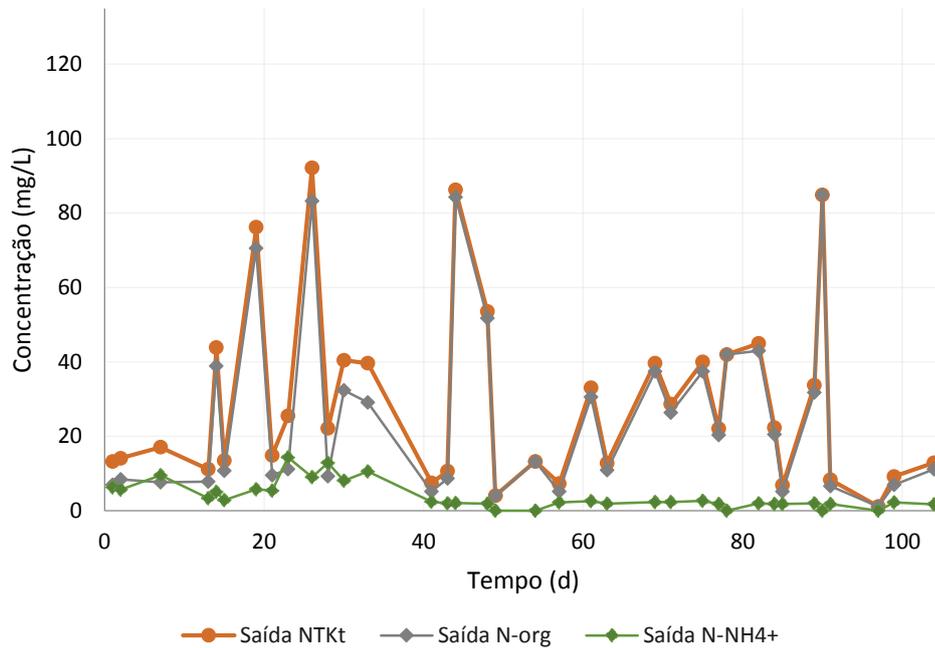
No presente estudo, a eficiência de remoção de NTKt foi prejudicada pela parcela orgânica do nitrogênio, fato evidenciado pelos Gráficos 24 e 25, que apresentam, além da entrada e da saída de NTKt, respectivamente, as concentrações individuais de  $\text{N-NH}_4^+$  e do N-org.

Gráfico 24 – Concentrações de entrada do NTKt, do N-org e de  $\text{N-NH}_4^+$  em função do tempo. O NTK é a soma do N-org e do  $\text{N-NH}_4^+$ , por isso seu valor sempre será maior ou igual ao dos outros citados. Pelo gráfico, percebe-se a predominância do N-org em relação ao  $\text{N-NH}_4^+$  na entrada



Fonte: Autora (2023).

Gráfico 25 – Concentrações de saída do NTKt, do N-org e de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em função do tempo. Os valores do N-org na saída são muito semelhantes aos do NTKt, indicando que a eficiência de remoção do NTKt foi prejudicada pela sua presença



Fonte: Autora (2023).

Um fato relevante nos valores de entrada refere-se as concentrações de N-org perceptivelmente superiores ao de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. As médias dos percentuais de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e de N-org na entrada em relação ao NTKt, calculados em cada ponto, e seus respectivos desvios foram de  $51 \pm 21\%$  e  $68 \pm 10\%$ , respectivamente. Para esgoto doméstico bruto, espera-se que o percentual de amônia não seja inferior ao do N-org na distribuição dos componentes do NTK (VON SPERLING, 2005).

Quanto a saída, os valores do N-org são muito semelhantes aos do NTKt, indicando que o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> teve uma eficiência de redução significativamente maior do que o primeiro, como já apresentado nos resultados anteriores.

Quanto as concentrações reais, obtidas analiticamente e por isso denominadas de NTKa, ocorreram entre o 49º e 69º dias, utilizando amostras de saída não filtradas e totalizando uma quantia de 5 análises. Esses valores estão presentes na Tabela 5, juntamente aos valores de NTKt dos seus respectivos dias.

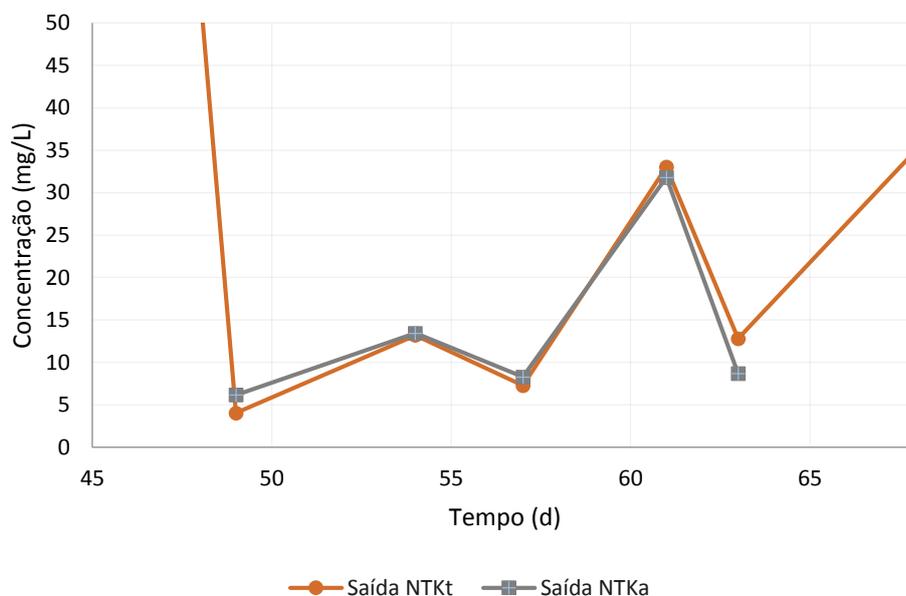
Tabela 5 – Comparação entre as concentrações de saída do NTKt, obtidas por estequiometria, e do NTKa, obtidas analiticamente

Dia	NTKt (mg/L)	NTKa (mg/L)
49	4,0	6,2
54	13,2	13,4
57	7,3	8,3
63	33,0	31,8
69	12,8	8,7

Fonte: Autora (2023).

O Gráfico 26 apresenta os dados tabelados por meio de um gráfico para facilitar a comparação.

Gráfico 26 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) comparando as concentrações de saída do NTKt, obtidas por estequiometria, e do NTKa, obtidas analiticamente

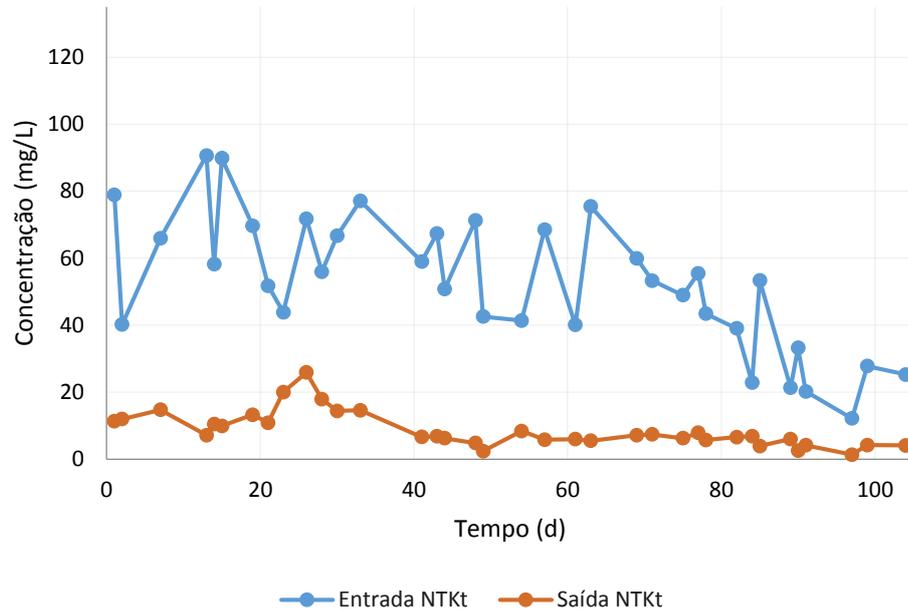


Fonte: Autora (2023).

Visto que as análises de  $\text{N-NH}_4^+$  são realizadas com amostras filtradas e que as concentrações de N-org filtrado também já foram obtidas, encontrou-se os valores para NTKt filtrado, em que a média das entradas foi de  $52,6 \pm 19,9$  mg/L e de  $8,6 \pm 5,3$  mg/L para as saídas, gerando uma média entre as eficiências de remoção de  $83 \pm 9\%$ .

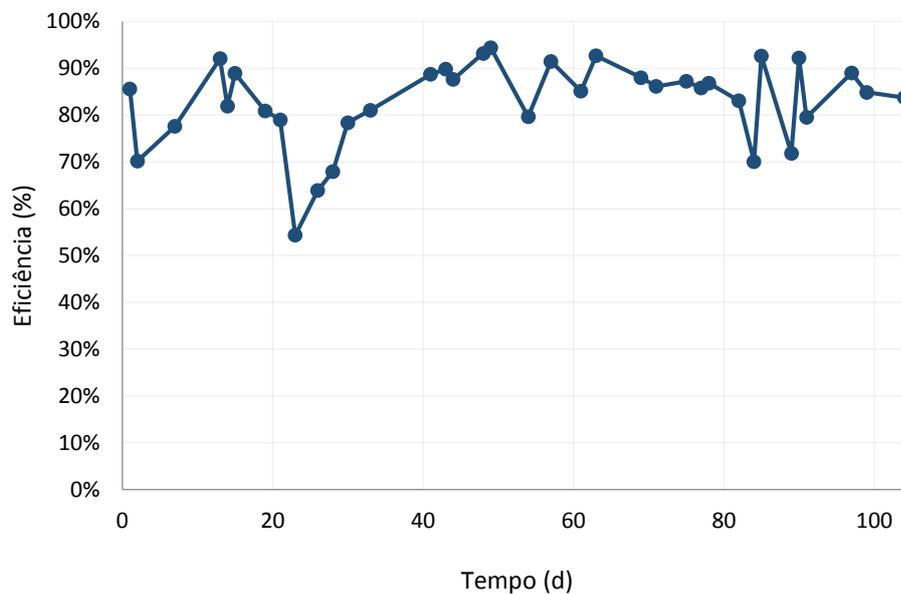
Os dados individuais de concentração e de eficiência de remoção são apresentados nos Gráficos 27 e 28, respectivamente.

Gráfico 27 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada e saída de NTKt, utilizando os dados de  $N-NH_4^+$  e do N-org filtrado



Fonte: Autora (2023).

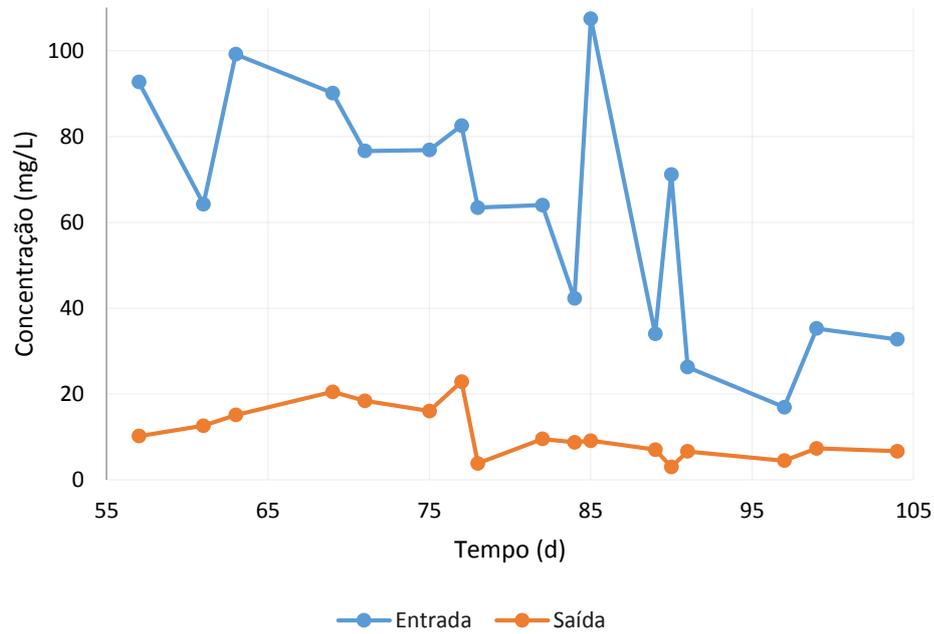
Gráfico 28 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de NTKt filtrado na Fase 1



Fonte: Autora (2023).

Analogamente ao realizado para a DQO, para o SSV e para o N-org, buscando observar a influência da inserção de uma unidade de decantação, utilizou-se os dados das concentrações de saída do NTKt sedimentado (soma entre o N-org sedimentado e a  $N-NH_4^+$ ) para a construção do Gráfico 29, com suas respectivas concentrações de entradas não filtradas.

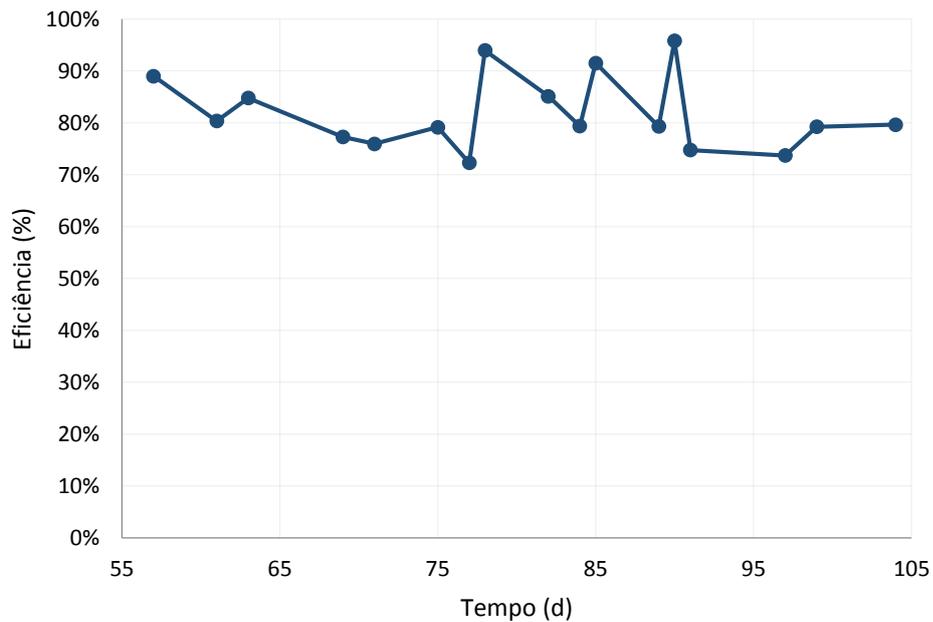
Gráfico 29 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de entrada não filtrada e saída sedimentada de NTKt, utilizando os dados de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e do N-org sedimentado, simulando uma unidade de clarificação



Fonte: Autora (2023).

A média de entrada do NTKt entre o período do 57º dia e do 104º foi de  $63,3 \pm 27,6$  mg/L e a média da saída foi de  $10,7 \pm 5,9$  mg/L, com a média das eficiências de remoção de  $82 \pm 7\%$ . As eficiências de remoção em cada ponto são apresentadas no Gráfico 30.

Gráfico 30 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de NTKt filtrado na Fase 1



Fonte: Autora (2023).

O aumento da média das eficiências de remoção de NTKt com simulação de decantação na saída (de  $82 \pm 7\%$ ) foi de 25% em relação aos do NTKt realizados com N-org sem filtração e sem decantação (de  $62 \pm 27\%$ ). Com o intuito exclusivo de comparar esse aumento teórico com um valor real, quantificou-se a concentração de NTKa referente ao 54º dia simulando uma unidade de decantação na saída. A escolha da amostra se deu pela quantia excessiva conservada, sem nenhum motivo referente aos dados analisados.

O resultado foi uma concentração de saída de 3,3 mg/L e uma eficiência de remoção de 93%. A mesma amostra, sem a simulação, apresentou uma saída de 13,4 mg/L e uma eficiência de remoção de 71%. Logo, o aumento da eficiência de remoção da amostra real foi de 24%, muito similar ao da teórica.

Assim, os resultados indicam que as eficiências de remoção de NTK estavam sendo prejudicadas pela presença de N-org, via sólidos, no efluente final.

#### 4.2.4.5 Nitrogênio total

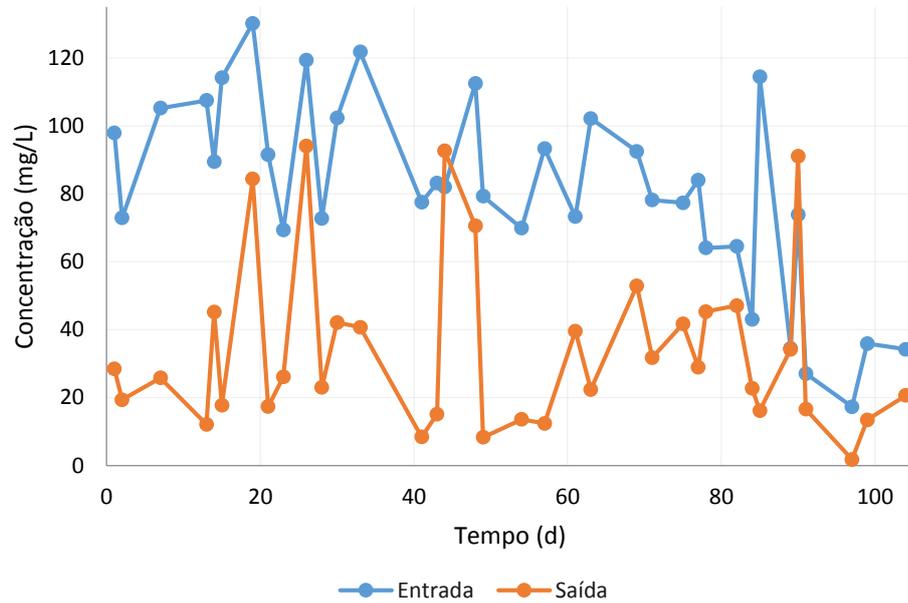
O NT, dado pela soma das partes orgânicas do N-org, do  $\text{N-NH}_4^+$  e de seus formatos oxidados ( $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ), considerando as amostras não filtradas, teve uma concentração média de entrada de  $80,8 \pm 28,1$  mg/L e de saída de  $34,0 \pm 24,9$  mg/L, com eficiência média de remoção de  $57 \pm 27\%$ . Essa eficiência é similar a encontrada por Santos (2014), de  $53,3 \pm 12,9\%$ , no período em que, assim como no caso do estudo, houve problema com a remoção de NTK.

Outra eficiência próxima foi a encontrada por Barana *et al.* (2013), que com TDH de 24 horas e período de 1 hora de aeração e 2 horas sem aeração, obteve a remoção de 62% e detectou a atividade de bactérias realizadoras de Anammox, envolvendo então uma rota alternativa.

Correa *et al.* (2019), na condição de 2 horas de aeração ligada e 1 horas desligada, sob TDH de 16 horas, obteve uma remoção de NT de  $68 \pm 9\%$ , sendo a de NTK de  $80 \pm 15\%$ , a de  $\text{N-NH}_4^+$  de  $86 \pm 15\%$  e de acima de 70% para a desnitrificação. Souza (2020), por sua vez, alcançou a melhor remoção média de NT de seu estudo com 88%, trabalhando com diâmetro da espuma de 3 cm (+1).

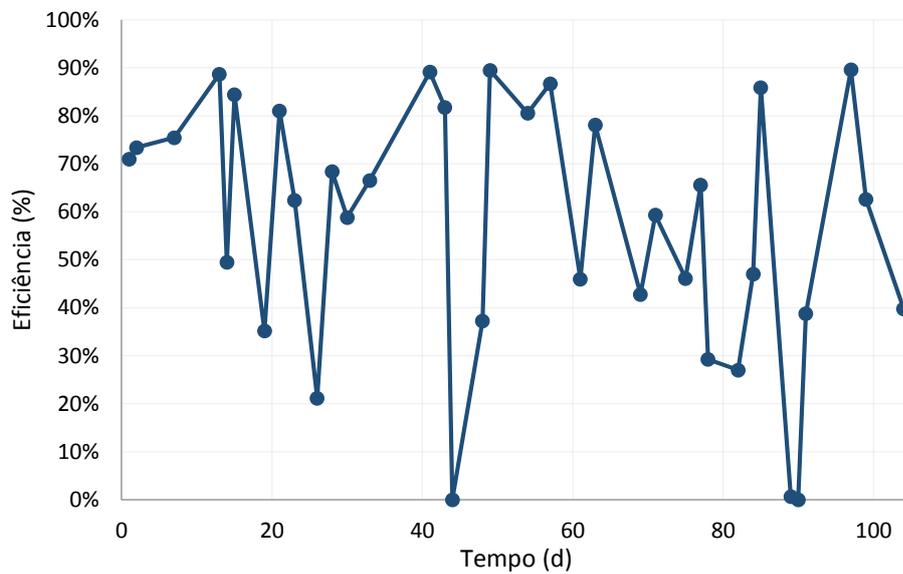
O Gráfico 31 apresenta as concentrações de entrada e de saída do NT considerando o N-org não filtrado e o Gráfico 32 indica suas eficiências de remoção.

Gráfico 31 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de NT, considerando o N-org não filtrado, na Fase 1



Fonte: Autora (2023).

Gráfico 32 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de NT, considerando o N-org não filtrado



Fonte: Autora (2023).

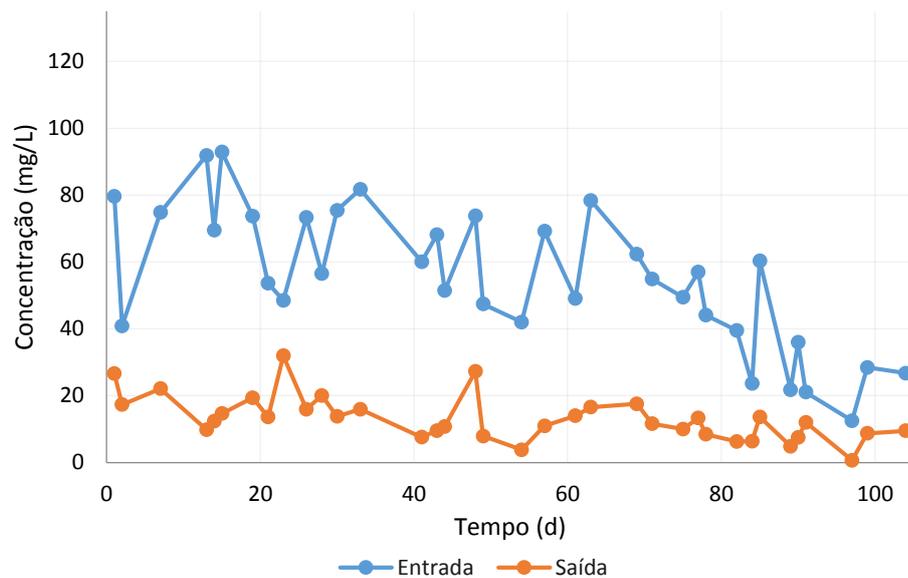
A eficiência de remoção do NT foi prejudicada pela baixa eficiência de remoção do NTK, relacionada principalmente à remoção de N-org, já que a eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  foi mais estável e superior.

Ao utilizar os valores de NTKt para o N-org filtrado, a eficiência de remoção do NT aumenta para  $75 \pm 12\%$ , com a média das entradas de  $55,3 \pm 20,7 \text{ mg/L}$  e das saídas de  $13,1 \pm$

6,7 mg/L. Santos (2014) também conseguiu aumentar a eficiência de remoção do NT, de  $53,3 \pm 12,9\%$  para  $71,8 \pm 12,5\%$ , através do aumento da eficiência média de oxidação do NTK (atingindo valor médio de  $92 \pm 7,0\%$ ). Para isto, Santos (2014) precisou controlar a concentração de OD e do descarte do excesso de biomassa em suspensão.

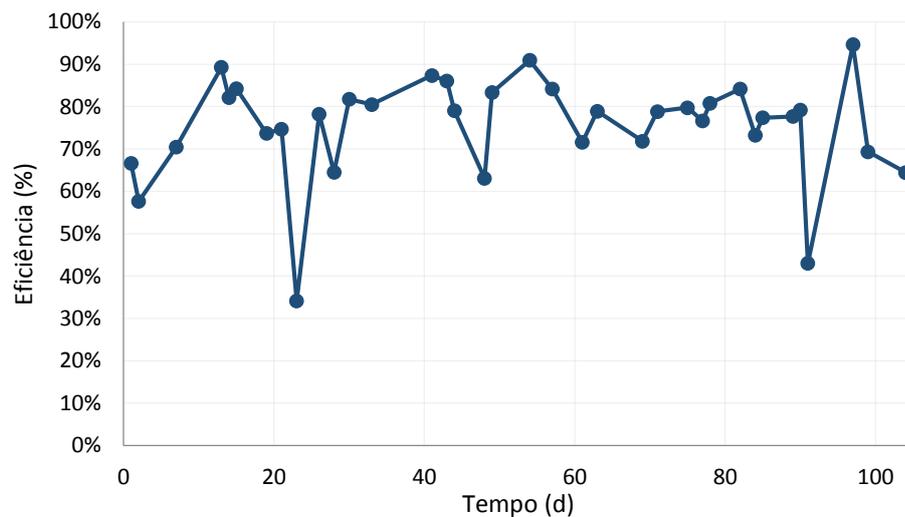
As concentrações em cada ponto, utilizando o N-org filtrado, assim como as eficiências, podem ser observadas pelos Gráficos 33 e 34, respectivamente.

Gráfico 33 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de NT, para o N-org filtrado, na Fase 1



Fonte: Autora (2023).

Gráfico 34 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de NT, considerando o N-org filtrado



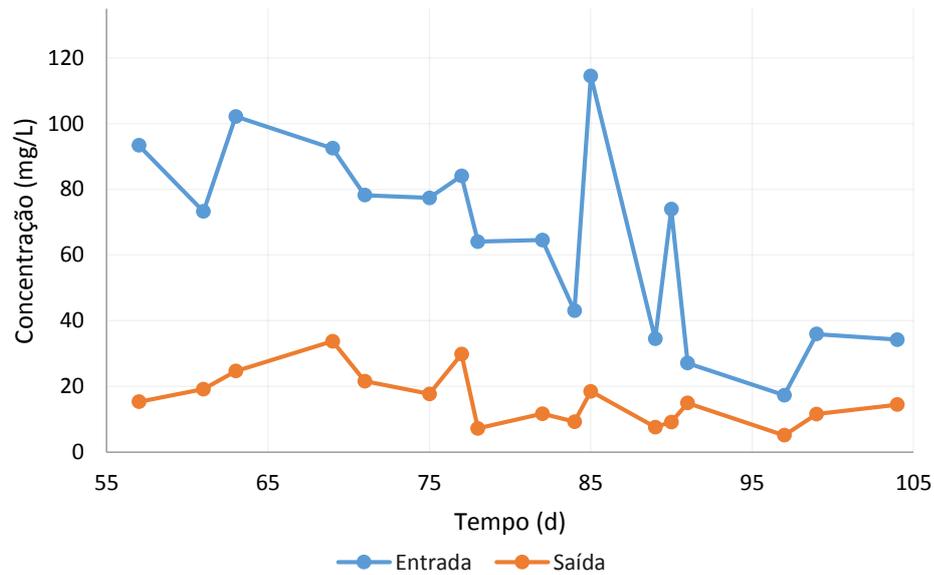
Fonte: Autora (2023).

Já para o cálculo de NT utilizando os valores de NTKt com N-org de saída simulando uma unidade de decantação, a média das entradas ficou em  $65,3 \pm 28,1$  mg/L e das saídas em

$16,0 \pm 8,0$  mg/L, com o valor médio entre as eficiências de remoção de  $74 \pm 11\%$ . Este valor se aproxima ao obtido pelo estudo em escala piloto de Murata (2015), com média de remoção de NT de 72,6%.

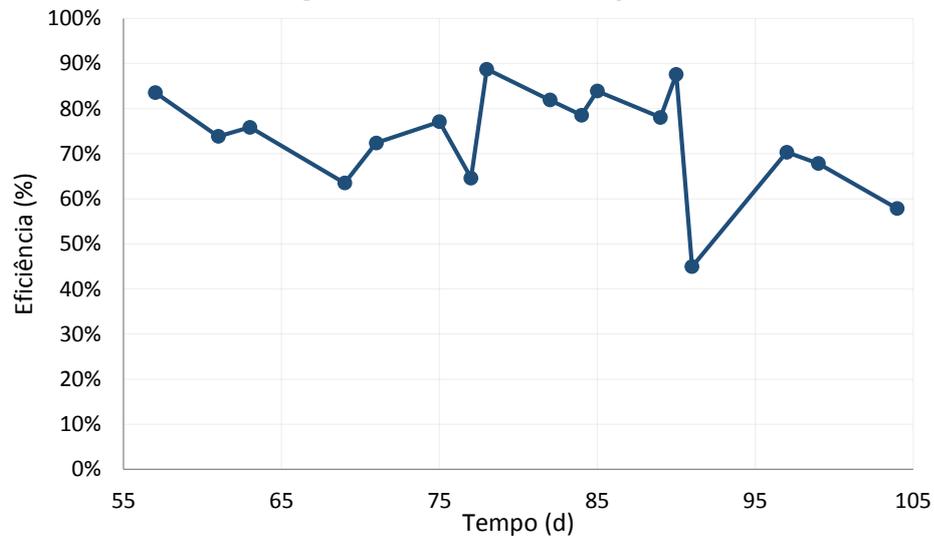
As concentrações de entrada de NT simulando uma unidade de decantação entre o período do 57º dia e do 105º dia estão presentes no Gráfico 35 e suas respectivas eficiências de remoção no Gráfico 36.

Gráfico 35 – Tempo (d) x Concentração (mg/L) de NT com simulação de unidade de clarificação, considerando o N-org com entrada sem filtração e saída sedimentada, na Fase 1



Fonte: Autora (2023).

Gráfico 36 – Tempo (d) x Eficiência de Remoção (%) de NT com simulação de unidade de clarificação, considerando o N-org com entrada sem filtração e saída sedimentada, na Fase 1

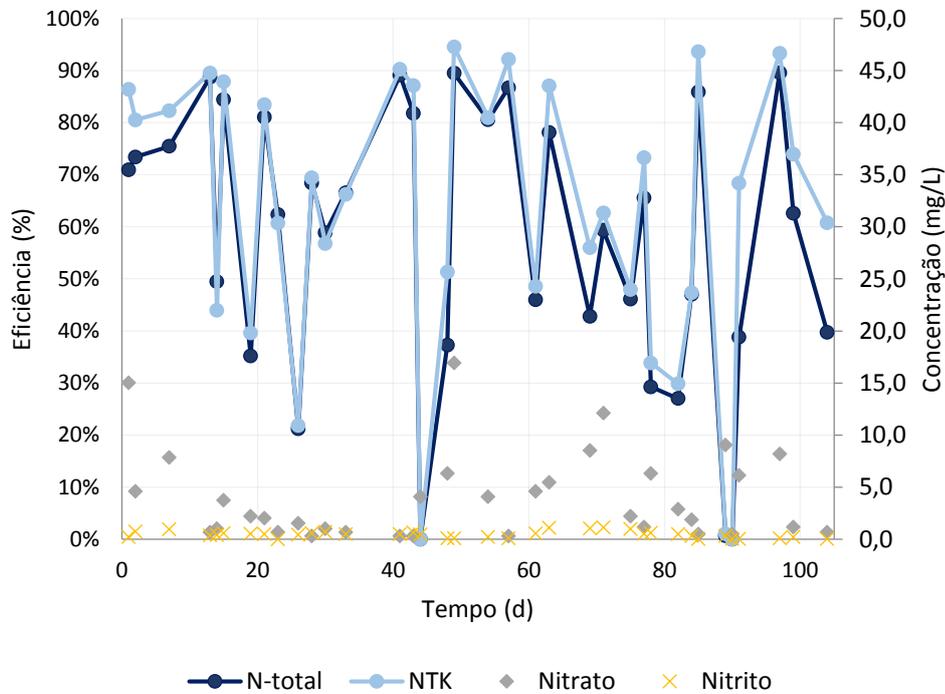


Fonte: Autora (2023).

Ressalta-se a quantidade inferior de pontos referentes aos dados com a simulação de uma unidade de decantação pelos motivos já explicados anteriormente em 5.2.1.3 DQO – Saída sedimentada.

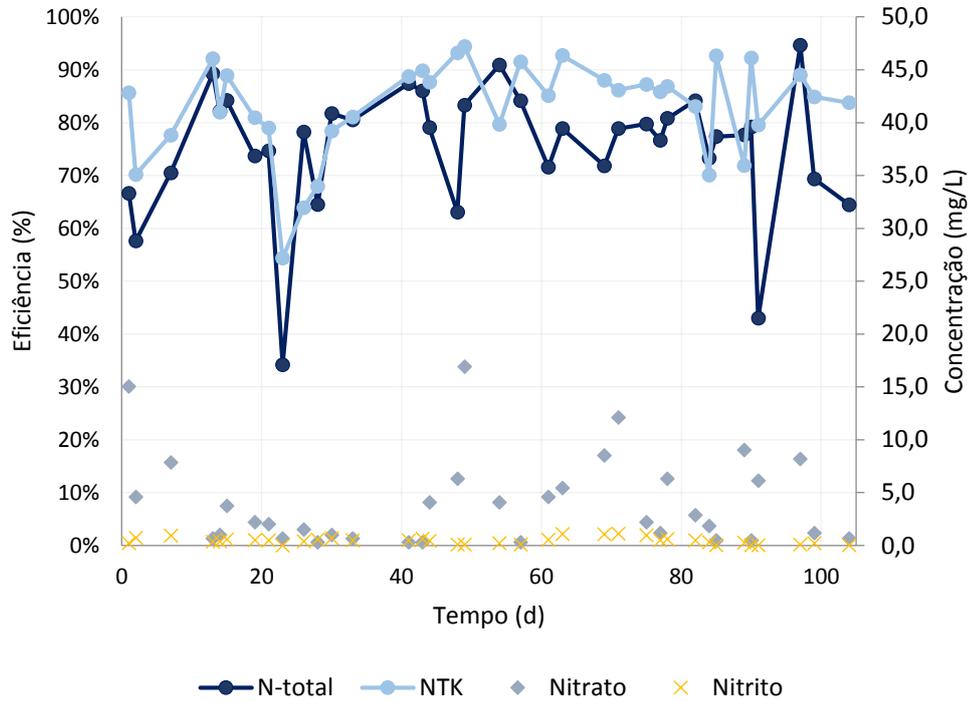
Como forma de melhor visualizar os dados percorridos nesta seção, os gráficos 37, 38 e 39 apresentam as eficiências de remoção do NT e do NTK para os casos em que foi considerado o N-org sem filtração, com filtração e com simulação de decantação na saída, respectivamente. Nos mesmos gráficos também é possível observar as concentrações das frações oxidadas ( $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) dos compostos nitrogenados. As eficiências referem-se ao eixo primário e as concentrações ao eixo secundário.

Gráfico 37 – Eficiências de remoção do NT e do NTK no eixo primário, considerando o N-org não filtrado, e as concentrações de  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$  no eixo secundário



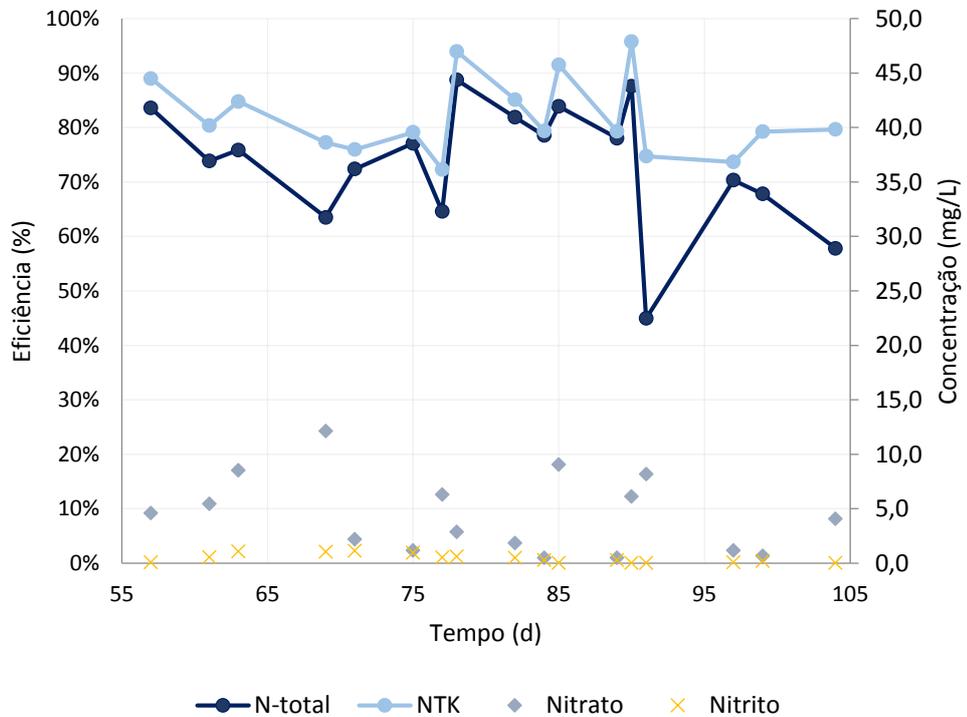
Fonte: Autora (2023).

Gráfico 38 – Eficiências de remoção do NT e do NTK no eixo primário, considerando o N-org filtrado, e as concentrações de  $N-NO_2^-$  e  $N-NO_3^-$  no eixo secundário



Fonte: Autora (2023).

Gráfico 39 – Eficiências de remoção do NT e do NTK no eixo primário, com simulação de uma unidade de clarificação, considerando o N-org com entrada não filtrada e saída sedimentada, e as concentrações  $N-NO_2^-$  e  $N-NO_3^-$  no eixo secundário



Fonte: Autora (2023).

No Gráfico 37 é possível observar que a eficiência de remoção do NTK possui um comportamento muito semelhante a do NT, inclusive nos valores, indicando que a remoção de NTK foi a responsável por limitar a eficiência do NT, sendo a presença de N-org o fator que gerou a queda na eficiência total.

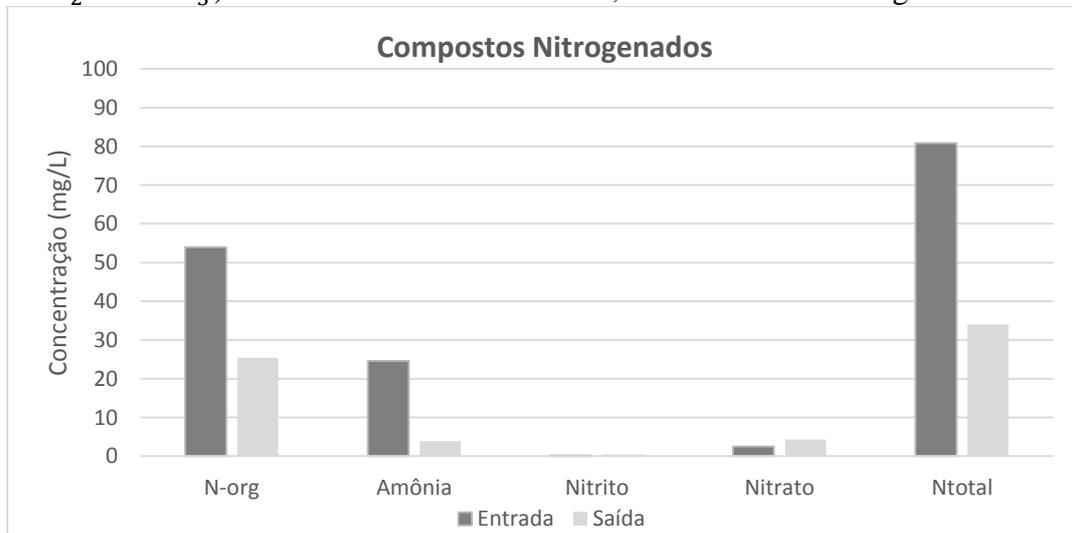
O Gráfico 38 corrobora com a ideia da influência negativa do N-org presente no efluente via sólidos pois, com a filtração, a eficiência de remoção de NTK aumentou e seu comportamento deixou de ser basicamente igual ao do NT.

Por fim, os dados do Gráfico 39 indicam que uma unidade de decantação seria o suficiente para aproximar a eficiência de remoção de NT aos valores obtidos com as amostras de N-org filtradas, visto as médias de  $74 \pm 11\%$  para a unidade de decantação e de  $75 \pm 12\%$  para as filtradas.

Quanto as porções oxidadas, os gráficos evidenciam o sucesso da conversão do  $N-NO_2^-$  em  $N-NO_3^-$  em todo o período, com valores do primeiro próximos a 0 mg/L. O processo da desnitrificação também foi positivo pois, apesar das concentrações de  $N-NO_3^-$  superiores às de  $N-NO_2^-$ , os valores se mantiveram dentro do esperado. De todo modo, conforme a eficiência de remoção do N-org e, conseqüentemente do NTK, foi melhorando, foi possível perceber a influência da concentração de  $N-NO_3^-$  na eficiência do NT.

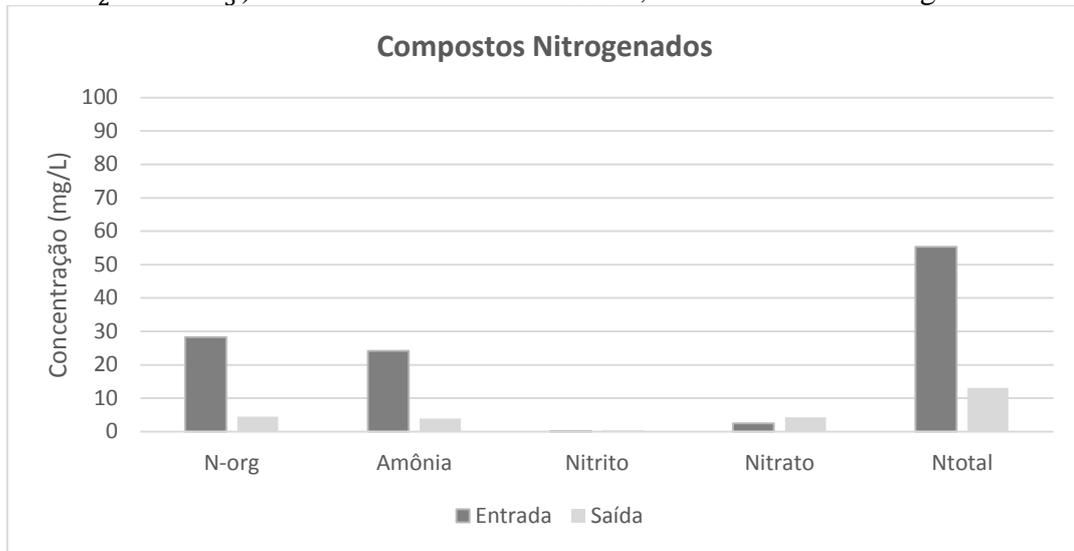
Os Gráficos 40, 41 e 42 apresentam os dados sumarizados através da concentração média de cada componente nitrogenado, na entrada e na saída, incluindo o N-org e o  $N-NH_4^+$  separados, para os dados do primeiro não filtrados, com filtração e com decantação na saída, respectivamente.

Gráfico 40 – Concentrações médias de cada componente nitrogenado (N-org,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_2^-$  e  $N-NO_3^-$ ) afluente e efluente ao SBRIA, considerando o N-org não filtrado



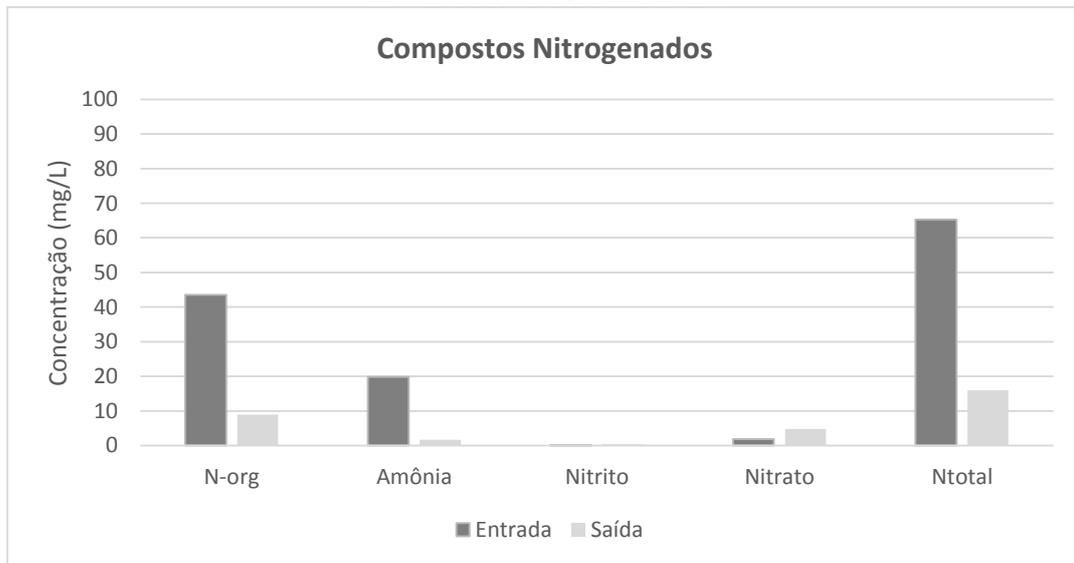
Fonte: Autora (2023).

Gráfico 41 – Concentrações médias de cada componente nitrogenado (N-org, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) afluente e efluente ao SBRIA, considerando o N-org filtrado



Fonte: Autora (2023).

Gráfico 42 – Concentrações médias de cada componente nitrogenado (N-org, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) afluente e efluente ao SBRIA, considerando o de N-org com entrada não filtrada e saída sedimentada



Fonte: Autora (2023).

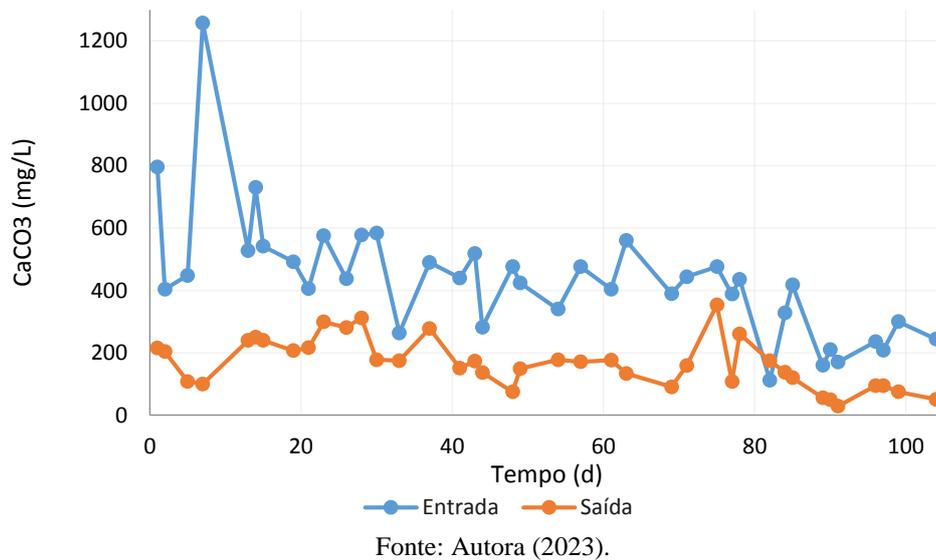
#### 4.2.5 Alcalinidade total e pH

O monitoramento constante da alcalinidade total e do pH foi mantido para verificar se o reator estava sofrendo acidificação ou atingindo valores básicos que prejudicassem a biota estruturada. Iniciando pela alcalinidade total, o valor médio na entrada foi de  $435,2 \pm 201,2$  mgCaCO<sub>3</sub>/L e de  $166,8 \pm 79,8$  mgCaCO<sub>3</sub>/L na saída. Pela teoria, tem-se que 7,14 mg de alcalinidade são consumidas na nitrificação e 3,57 mg são produzidos na desnitrificação,

fazendo com que a desnitrificação seja responsável pela recuperação de 50% da alcalinidade utilizada na nitrificação (METCALF; EDDY, 2016; MIKI *et al.*, 2022).

O Gráfico 43 apresenta as concentrações de entrada e de saída da alcalinidade total na Fase 1.

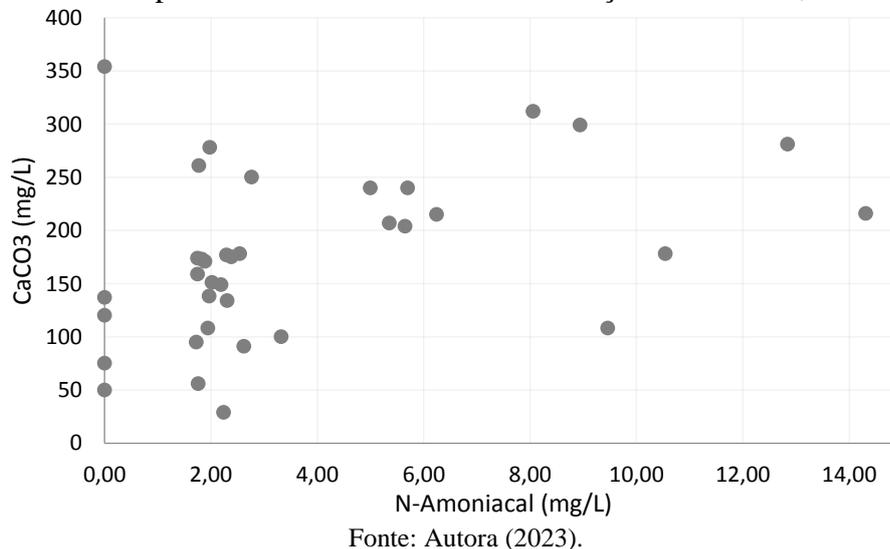
Gráfico 43 – Tempo (d) x Alcalinidade Total (mg/L), de Entrada e Saída, na Fase 1



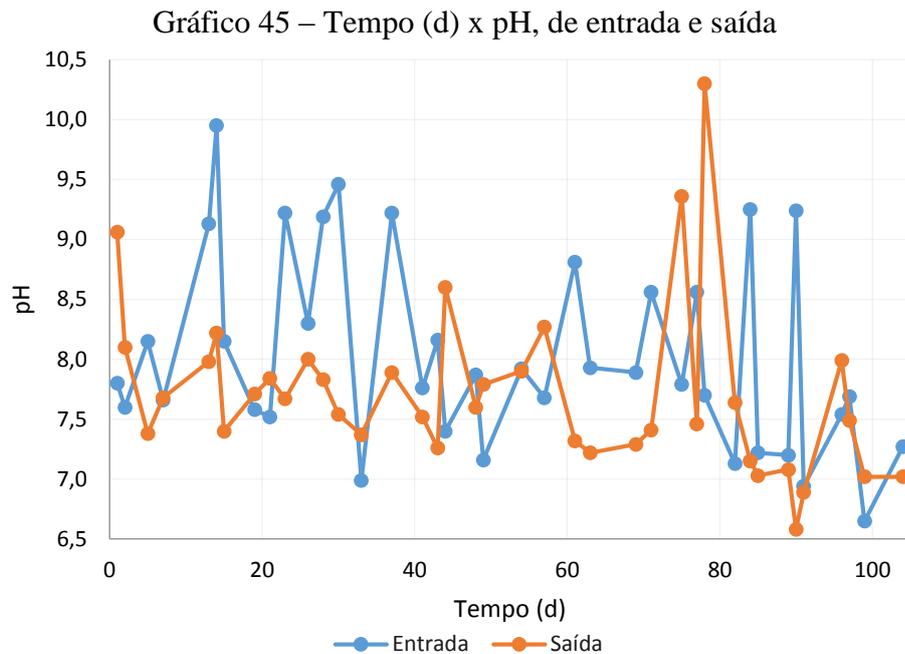
Apesar da diferença maior do que a esperada, não foi necessária a adição de alcalinizantes no reator, fator de grande relevância devido à redução de custos com substâncias.

Outra avaliação interessante é a do comportamento da alcalinidade em função do  $\text{N-NH}_4^+$ . A alcalinidade tende a diminuir à medida que o  $\text{N-NH}_4^+$  é reduzida devido ao consumo da primeira no processo de nitrificação. Assim, quanto menor for o valor de ambas, maior a eficiência da nitrificação. O Gráfico 44 valida a tendência desta proposição.

Gráfico 44 – Comportamento da alcalinidade em função do  $\text{N-NH}_4^+$ , ambas na saída



Quanto ao pH, a média de entrada foi de  $8,9 \pm 0,8$  e a de saída de  $7,7 \pm 0,7$ . Esse valor médio de entrada é superior ao indicado para o crescimento da maioria das bactérias nitrificantes e desnitrificantes, sendo o pH ideal próximo a neutralidade (CHEN; LING; BLANCHETON, 2006; MIKI *et al.*, 2022; WANG; BALTZIS; LEWANDOWSKI, 1995). O Gráfico 45 apresenta o valor do pH em função do tempo.



Fonte: Autora (2023).

Em relação à saída, existiram dias em que o pH foi maior do que na entrada, chegando a 10,3 no 78º dia. O motivo pode ser devido a entrada de um poluente alcalino no reator, indicando, mais uma vez, a presença de efluente industrial.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Trabalhar com o SBRIA em escala piloto foi um desafio necessário para verificar a possibilidade de reprodução dos resultados laboratoriais positivos e assim caminhar para a introdução da tecnologia no mercado. Desde o princípio, entrou-se em contato com dois elevados riscos mencionados por Silva *et al.* (2020): tecnológico e de engenharia. O tecnológico em relação a reprodução das atividades realizadas pelos microrganismos responsáveis pela biodegradação da matéria orgânica e do nitrogênio e o de engenharia pelo atendimento das demandas através de equipamentos (bomba, soprador, difusores, etc).

Através da transferência do conhecimento prático baseado em experimentações adquirido por meio de vivências, citado por Cooley e Linn (2014) e comprovado neste estudo como de extrema importância, fatores que surgiam como empecilhos ao longo da operação do SBRIA foram superados.

Com os processos ocorrendo, notou-se que a presença de sólidos no efluente era maior do que os encontrados normalmente em escala de bancada, fator responsável por interferir negativamente nas eficiências de remoção, principalmente da DQO não filtrada e do N-org. Esse último foi o principal responsável pela redução da eficiência de remoção de NT.

Deixar o efluente por cerca de 3 minutos sedimentando foi o suficiente para fazer com que as eficiências aumentassem. A eficiência média de remoção da DQO, por exemplo, passou de  $56 \pm 31\%$  para  $77 \pm 10\%$  com a sedimentação. Já a eficiência de remoção de NT, sabendo que não foi possível realizar as análises sedimentadas e que o referido valor foi calculado por meio de estequiometria, aumentou de  $57 \pm 27\%$  para  $74 \pm 11\%$ .

Considerando todo o período de análises, desde a fase de adaptação, houve valores indicadores de efluente industrial em todos os parâmetros, sendo este o provável motivo da presença alta de sólidos, enfatizando o orgânico, proveniente do decaimento da biomassa.

Conhecer a característica das água residuária é essencial para a eficácia do tratamento (METCALF; EDDY, 2003) e esperava-se, neste caso, a predominância de esgoto doméstico. Assim, a entrada de efluente industrial se mostrou prejudicial para o reator. Entretanto, destaca-se algo bastante positivo observado em decorrência disso: apesar do SBRIA ser baseado no tratamento biológico, sendo os organismos sensíveis a certos compostos, o reator apresentou resiliência e foi capaz de recuperar altas eficiências de remoção após passagem de afluentes com características não domésticas, indicando mais uma vantagem do sistema.

Outra evidência da resiliência do reator foi a ocorrência dos processos da NDS em harmonia, sem acúmulo de produtos, mesmo com os valores de pH e temperatura, superiores e

inferiores, respectivamente, aos considerados ótimos. Mesmo as bactérias nitrificantes, citadas como mais sensíveis por Von Sperling (1997), mantiveram as atividades de conversão.

Assim, o reator SBRIA em escala piloto corroborou com o que já havia sido indicado pelos de escala laboratorial, que é possível reduzir os gastos através da aeração intermitente e da ausência de necessidade de corrigir a alcalinidade. Entretanto, provavelmente pela presença de efluente não doméstico, não foi possível dispensar o uso de unidade de clarificação. Apesar disso, comparando com outros tratamentos, como o lodo ativado convencional, a quantidade de sólidos no efluente é bem reduzida, permitindo a economia com a diminuição da dimensão da unidade de clarificação.

## 6 CONCLUSÃO

O potencial de aplicação do SBRIA, já apresentado em outros estudos realizados, foi corroborado pelos resultados obtidos neste trabalho executado em escala piloto, acrescido da resiliência do tratamento biológico realizado pelos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica e pelos processos da NDS à presença de efluentes com características industriais.

Essas características do afluente possivelmente resultaram no aumento da presença de sólidos no efluente que, conseqüentemente, afetou as eficiências de remoção da DQO e do NT. Por meio de análises inserindo uma simulação de etapa de clarificação por meio da sedimentação, observou uma melhora semelhante e considerável em ambos os parâmetros, com aumento da eficiência em 38% (resultando em  $77 \pm 10\%$ ) para a DQO e em 32% (resultando em  $74 \pm 11\%$ ) para o NT. Ressalta-se que as análises com sedimentação foram feitas individualmente para a DQO e por meio de cálculos estequiométricos para o NT.

O sistema ainda apresentou uma alta estabilidade do sistema na eficiência de remoção de DQO após a inserção do processo de clarificação, evidenciada pelo desvio padrão de 10%, inferior até mesmo ao observado para as análises filtradas. A estabilidade no tratamento é fundamental para que não haja variações tão grandes a ponto de fazer com que em alguns momentos a qualidade da saída seja elevada e em outros muito baixa. O desvio encontrado para o NT, de 11%, também indica um comportamento estável.

A estabilidade do NT é influenciada pelas concentrações, além de NTK, do nitrito e do nitrato. O fato de não haver acúmulos destes dois últimos durante a operação indicou a ocorrência harmônica entre os processos da NDS.

Por fim, enfatiza-se a importância de cada alteração realizada ao longo do período de 4 meses entre a instalação e o início da nitrificação (fator fundamental para definir o reator como SBRIA) para a melhor compreensão do funcionamento do modelo em escala piloto.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Atlas Esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil**. Brasília, DF: ANA, 2020.
- ALIBERTI, E.; SILVA, J. C. R. da; PRATES, K. V. M. C.; MOLINA, A. C.; LOPES, D.; CORREA, C. Comportamento da remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reator de leito estruturado operado com e sem recirculação. In: VII SIMPÓSIO DE BIOQUÍMICA E BIOTECNOLOGIA, 2019, Londrina. **Anais eletrônicos [...]** Campinas, Galoá, 2019. Disponível em: <https://proceedings.science/simbbtec-2019/trabalhos/comportamento-da-remocao-de-materia-organica-e-nitrogenio-em-reator-de-leito-est?lang=pt-br>. Acesso em: 3 jan. 2023.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 22 ed. Washington: American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), 2012.
- BADINO JR, A.C.; SCHMIDELL, W. **Biotecnologia Industrial**, São Paulo: Edgard Blucher, 2021.
- BARANA, A. C.; LOPES, D. D; MARTINS, T. H.; POZZI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; DEL NERY, V.; FORESTI, E. 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**, [s.l.], v. 1, n. 3, p. 453-459, 2013.
- BRASIL. Lei 13.243, de 11 de Janeiro de 2016. Dispõe sobre estímulos ao desenvolvimento científico, à pesquisa, à capacitação científica e tecnológica e à inovação e altera outras Leis. **Diário Oficial da União: Seção 1**, Brasília, DF, 11 jan. 2016.
- BRASIL. **Resolução CONAMA n. 357, de 18 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. Brasília, DF: CONAMA, 2005.
- BRASIL. **Resolução CONAMA n. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 0357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, DF: CONAMA, 2011.
- BREITENBUCHER, K.; SIEGL, M.; KNUPFER, A.; RADKE, M. Open-pore sintered glass as a high-efficiency support media in bioreactors: new results and long-term experiences achieved in high-rate anaerobic digestion. **Water Sci. Technol**, [s.l.], v. 22, p.25-32, 1990.
- B&F DIAS. **Difusor Circular de Membrana B&F HD, Bolha Fina – Rosqueado**. [S.l.], 2023. Disponível em: <https://bfdias.com.br/difusores/>. Acesso em: 05 fev. 2023.

CALLADO, N. H.; FORESTI, E. Removal of organic carbon, nitrogen and phosphorus in sequential batch reactors integrating the aerobic/anaerobic processes. **Water Science and Technology**, [s.l.], v. 44, p. 263-270, 2001.

CAO, S. M. S. **Nitrificação e desnitrificação em situações críticas de substrato**. 2018. 150 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

CHANG, Y. J.; TSENG S. K. A novel double-membrane system for simultaneous nitrification and denitrification in a single tank. **Letters in Applied Microbiology**, [s.l.], v. 28, p. 453-456, 1999.

CHEN, K. C.; CHEN, J. J.; HOUNG, J. Y. Improvement of nitrogen-removal efficiency using immobilized microorganisms with oxidation-reduction potential monitoring. **Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology**, [s.l.], v. 25, n.5, nov. 2000.

CHEN, S.; LING, J.; BLANCHETON, J-P. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. **Aquacultural Engineering**, [s.l.], v. 34, p. 179-197, 2006.

CHEN, S., JUAW, C., CHENG, S. Nitrification and denitrification of high-strength ammonium and nitrite wastewater with biofilm reactors, **Water Science Technology**, [s.l.], v. 23 (7-9), p. 1417-1425, 1 abr. 1991.

CHU, L.; WANG, J. Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. **Chemosphere**, [s.l.], v. 83, n.1, p. 63-68, 2011.

COMEAU, Y.; HENZE M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; EKAMA, G.A.; BRDJANOVIC D. **Biological wastewater treatment: Principles, Modelling and Design**. London: IWA Publishing, 2008.

COOLEY, L.; LINN, F. J. Taking Innovation to scale: Methods, Applications and lessons. **Results for development institute**, Washington, 2014. Disponível em: [https://2012-2017.usaid.gov/sites/default/files/documents/1865/v5web\\_R4D\\_MSI-BrookingsSynthPaper0914-3.pdf](https://2012-2017.usaid.gov/sites/default/files/documents/1865/v5web_R4D_MSI-BrookingsSynthPaper0914-3.pdf). Acesso em: 10 jan. 2023.

CORREA, C. Z.; AZEVEDO, C. S.; LOPES, D. D.; PRATES, K. V. M. C; BARANA, A C. Remoção de nitrogênio de esgoto sanitário em reator de leito estruturado operado com diferentes ciclos de aeração intermitente. **Cadernos Zygmunt Bauman**, Maranhão, v. 8, n. 18, p. 348-359, 2019.

CORREA, C. Z.; PRATES, K. V. M. C.; AZEVEDO, C.; LOPES, D. D.; RODRIGUES, E. A.; PETERLINI, G.; BARANA, A. C. Comportamento da remoção de matéria orgânica (DQO) e nitrogênio amoniacal em um reator de leito estruturado operado sob aeração intermitente. **Scientia Plena**, [s.l.], v. 12, n. 3, p. 1-10, 17 mar. 2016.

CONSELHO REGIONAL DE ENGENHARIA E AGRONOMIA DE MINAS GERAIS (CREA). **Água: a engenharia e sustentabilidade**. Belo Horizonte, MG, Brasil, 2018. 48 p.

DAIMS, H.; NIELSEN J. L.; NIELSEN P. H.; SCHLEIFER K. H.; WAGNER, M. In Situ Characterization of *Nitrospira*-Like Nitrite-Oxidizing Bacteria Active in Wastewater Treatment Plants. **Applied and Environmental Microbiology**, [s.l.], v. 67, n. 11, p. 5273-5284, nov. 2001.

ECKENFELDER JR, W. W. **Industrial water pollution control**. 3.ed. New York: McGraw-Hill, 2000.

FLICKINGER, M.C., HEIJNEN, J.J.; KLEEREBEZEM, R. Bioenergetics of Microbial Growth. **Encyclopedia of Industrial Biotechnology**, [s.l.], p 1-66, 15 abr. 2010.

FU, B.; LIAO, X.; DING, L.; REN, H. Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, [s.l.], v. 26, n. 11, p. 1981-1990, mar. 2010.

GADELHA, D. A. C. **Desempenho de reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, para a remoção de nitrogênio de efluente de UASB tratando águas residuárias domésticas**. 2013. 41 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

HE, S. B.; XUE, G.; WANG, B. Z. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (snd) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 168, n. 2-3, p. 704-710, 2009.

HEM, L. J.; RUSTEN, B.; ODEGAARD, H. Nitrification in a moving bed biofilm reactor. **Water Research**, [s.l.], v. 28, n. 6, p. 1425-1433, 1994.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; LA COUR JANSEN, J.; ARVIN, E. **Biological and Chemical Wastewater Treatment**. 2. ed. Berlin: Springer, 1997.

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

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

LOPES, J. C. **Desempenho de reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente, na remoção de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário utilizando glicerol fermentado como fonte de carbono**. 2017. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

MAYER, C.; MORITZ, R.; KIRSCHNER, C.; BORCHARD, W.; MAIBAUM, R.; WINGENDER, J.; FLEMMING, H. C. The role of intermolecular interactions: studies on model systems for bacterial biofilms. **International Journal of Biological Macromolecules**, [s.l.], v. 26, n. 1, p. 3-16, 1999.

MÉRITO COMERCIAL. **Bomba Submersível Abs Sulzer Robusta 250t 0,5 Cv Trifásica 220v**. [S.l.], 2023. Disponível em: <https://www.meritocomercial.com.br/bomba-submersivel-abs-sulzer-robusta-250t-05-cv-trifasica-220v-20020104022-p1047353>. Acesso em: 10 fev. 2023.

MENDONÇA, S. R.; MENDONÇA, L.C. **Sistemas sustentáveis de esgotos: orientações técnicas para projeto e dimensionamento de redes coletoras, emissários, canais, estações elevatórias, tratamento e reuso na agricultura**. São Paulo: Blucher, 2016.

METCALF, L.; EDDY H. P. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

METCALF, L.; EDDY H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MIKI, M. K.; CHEN, G.; EKAMA, G. A.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; BRDJANOVIC, D. **Tratamento Biológico de Esgoto: Princípios, Modelagem e Projeto**. 2. ed. London: Iwa Publishing, 2022.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Executivo**, Belo Horizonte, 2008.

MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reuso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, [s.l.], v. 67, n. 215, p. 40-55, 2019.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

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**, [s.l.], v. 98, p. 163-167, 2012.

MOURA, R. B. **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**. 2011. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

MOURA, R. B. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente e recirculação de efluente**. 2014. 132 f. Tese (Doutorado em Engenharia), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

MUNCH, E. V.; LANT, P.; KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. **Water Research**, [s.l.], v. 30, n. 2, p. 277-284, 1996.

MURATA, K. B. **Remoção de matérias orgânica e nitrogenada de esgoto sanitário em reator de leito estruturado, em escala piloto**. 2015. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

MURATA, K. B.; SILVA, B. G.; SANTOS, C. E. D. dos; OKADA, D. Y.; MOURA, R. B.; FORESTI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z. Pilot-scale study of a structured bed reactor for nitrogen and organic matter removal from sanitary sewage: advances and design challenges. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 13, p. 1-13, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i13.21560. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/21560>. Acesso em: 11 jan. 2023.

NAÇÕES UNIDAS. Direito Humano à Água e ao Saneamento: **Resolução da Assembleia Geral n° 64/292**. Nova York: Assembleia Geral, 28 jul. 2010.

OLIVEIRA, E. P. **Efeito da vazão de ar e dos ciclos de aeração intermitente na remoção simultânea de carbono e nitrogênio em um reator de leito estruturado**. 2019. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2019.

OLIVEIRA, E. P.; SOUZA, T. S. O.; OKADA, D. Y.; DAMASCENO, L. H. S.; MOURA, R. B. Effect of air flow, intermittent aeration time and recirculation ratio in the hydrodynamic behavior of a structured bed reactor. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 394, n. 124988, 2020.

OLIVEIRA, E. P.; SOUZA, T. S. O.; OKADA, D. Y.; DAMASCENO, L. H. S.; SALUSTIANO, R. E.; MOURA R. B. Optimization of airflow and aeration cycles in a new structured bed reactor configuration for carbon and nitrogen removal. **Environmental Technology**, [s.l.], v. 42, p. 1-13, 2021.

OLIVEIRA, J. G. B. **Reator de leito estruturado com aeração intermitente para tratamento combinado de esgoto sanitário e pós tratamento de efluente de ralf**. 2016. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2016.

PAQUES. **BIOPAQ.UBOX - Tratamento de esgoto anaeróbio/aeróbio**. Piracicaba: Paques, 2023. Disponível em: <https://br.paques.nl/mediadepot/12637c1c4fa57/Paques-BIOPAQUBOX.pdf>. Acesso em: 3 jan. 2022.

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

POCOSCOM. **Prefeitura inicia ação conjunta para retirada de aguapés da represa Bortolan**. [S.l.], 2021. Disponível em: <https://pocoscom.com/prefeitura-inicia-acao-conjunta-para-retirada-de-aguapes-da-represa-bortolan/>. Acesso em: 03 mar. 2023.

POLAK, R. **Reator de leito empacotado em escala piloto para remoção de matéria orgânica e nitrogenada de esgoto sanitário**. 2018. 79 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2018.

RITTMANN B.; LANGELAND W. Simultaneous denitrification with nitrification in singlechannel oxidation ditches. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 57, n. 4, p 300–308, abr. 1985.

RITTMANN B.; MCCARTY P. **Environmental Biotechnology: Principles and Applications**. 1. ed. New York: McGraw Hill, 2018. 768 p.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 418 p.

SANTOS, C. E. D. **Influência da relação carbono/nitrogênio e da fonte de carbono no processo de nitrificação desnitrificação simultânea em reator de leito estruturado**. 2014. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

SANTOS, C. E. D.; COSTA, R. B.; RABELO, C. A. B. S.; FERRAZ JÚNIOR, A. D. N.; PERSINOTI, G. F.; POZZI, E.; FORESTI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z. Hacking biofilm developed in a structured-bed reactor (SBRRIA) with integrated processes of nitrogen and organic matter removal. **Bioprocess And Biosystems Engineering**, [s.l.], v. 44, n. 9, p. 1841-1851, 17 abr. 2021. DOI: 10.1007/s00449-021-02564-0.

SANTOS, C. E. M. News in risk: nitratos e nitritos. **Núcleo de Pesquisas em Avaliação de Riscos Ambientais**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 1-2, jun. 2014.

SÃO PAULO (Estado). CETESB. **Amônia**. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/contaminantes/amonia/#:~:text=A%20am%C3%B4nia%20%C3%A9%20um%20%C3%B3xico,podem%20ser%20%C3%B3xicos%20aos%20peixes>. Acesso em: 20 ago. 2022.

SAWYER, C.N.; MCCARTY, P.L. **Chemistry for Sanitary Engineers**, 2. ed. New York: McGraw-Hill, 1967.

SCHUMPETER, J. **The Theory of Economic Development**. Massachusetts: Harvard University Press, 1934.

SCHUMPETER, J. A. **Teoria do Desenvolvimento Econômico: Uma investigação sobre lucros, Capital, Crédito, Juro e o Ciclo Econômico**. Berlim: Nova Cultural, 1964. 237 p. Tradução de Maria Sílvia Possas. Disponível em: [https://www.ufjf.br/oliveira\\_junior/files/2009/06/s\\_Schumpeter\\_-\\_Teoria\\_do\\_Development\\_Econ%C3%B4mico\\_-\\_Uma\\_Investigac%C3%A3o\\_sobre\\_Lucros\\_Capital\\_Cr%C3%A9dito\\_Juro\\_e\\_Ciclo\\_Econ%C3%B4mico.pdf](https://www.ufjf.br/oliveira_junior/files/2009/06/s_Schumpeter_-_Teoria_do_Development_Econ%C3%B4mico_-_Uma_Investigac%C3%A3o_sobre_Lucros_Capital_Cr%C3%A9dito_Juro_e_Ciclo_Econ%C3%B4mico.pdf). Acesso em: 10 jan. 2023.

SHANE, S. **Academic Entrepreneurship: university spinoffs and wealth creation**. USA: New Horizons in Entrepreneurship, 2004. 352 p.

SILVA, A. G.; VASCONCELLOS, E. P.; SILVA, G. G.; SOUZA, L. V.; FRANCO, M. R.; SPEZIALI, M. G.; OLIVEIRA, M. P. D.; SOUZA, P. M. T. G.; LAGO, R. M.; CASTRO, V. G. **GUIA PRÁTICO DE ESCALONAMENTO DE TECNOLOGIAS** - da bancada à planta piloto: discussões sobre como inovar com sua pesquisa e se aproximar da indústria. Belo Horizonte: INCT Midas, 2020. 128 p. Disponível em: [https://www.escalab.com.br/ESCALAB-Ebook\\_Guia\\_Pr%C3%A1tico\\_de\\_Escalonamento\\_de\\_Tecnologias\\_1.1.pdf](https://www.escalab.com.br/ESCALAB-Ebook_Guia_Pr%C3%A1tico_de_Escalonamento_de_Tecnologias_1.1.pdf). Acesso em: 22 dez. 2022.

SILVA, B. G. **Efeitos do tempo de aeração no desempenho de reator de leito estruturado e aeração intermitente usado para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de efluente de reator UASB**. 2016. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

SILVA, J. C. P. **Desnitrificação em filtro anaeróbio**. 2014. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.

SOUZA, J. V. R. **Remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio em um reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente: efeito do diâmetro do material suporte e da porosidade do meio**. 2020. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2020.

SOUZA, J. V. R.; SILVA, B. G.; SANTOS, C. E. D.; SOUZA, T. S. O.; MOURA, R. B. Simultaneous carbon and nitrogen removal in a structured bed reactor subjected to intermittent aeration (SBRIA): effect of support material diameter and bed porosity. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, [s.l.], v. 1, n. 1, 2021.

VASCONCELLOS, E. P.; SOUZA, P. M. T. G.; FRANCO, M. R.; CASTRO, V. G.; SOUZA, L. V.; LAGO, R. M.; SPEZIALI, M. G. Technology scale up: process development from the laboratory to pilot scale connected to market (part 1). **Química Nova**, v. 44, n. 3, p. 377-384, 2021. DOI: 10.21577/0100-4042.20170665. Disponível em: <https://s3.sa-east-1.amazonaws.com/static.sites.s bq.org.br/quimicanova.s bq.org.br/pdf/AG2020-0320.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2022.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos de Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 1996.

VON SPERLING, M. **Lodos ativado**, v. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, v. 1, n. 3. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, v. 1, n. 4. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 2014.

VON SPERLING, M. **Urban wastewater treatment in Brazil**. [S.l.]: IDB, 2016. Disponível em: <https://publications.iadb.org/publications/english/viewer/Urban-Wastewater-Treatment-in-Brazil.pdf> Acesso em: 04 ago. 2022.

WANG, J.; BALTZIS, B.; LEWANDOWSKI, G. Fundamental denitrification kinetic studies with *Pseudomonas denitrificans*. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 47, n. 1, p. 27-41, 1995.

WEBSTER G.; EMBLEY T.M., FREITAG T.E., SMITH Z., PROSSER J.I. Links between ammonia oxidizer species composition, functional diversity and nitrification kinetics in grassland soils. **Environmental Microbiology**, v. 7, n. 5, p. 676-684, 2005.

ZHU, S.; CHEN. S. Impacts of Reynolds number on nitrification biofilm kinetics. **Aquacultural Engineering**, v.24, n. 3, p. 213-229, 2001.

### APÊNDICE A: Adaptações no sistema entre a instalação e a operação

Entre a instalação do reator, que ocorreu em 28/04/2022, e o início da Fase de Adaptação, em 31/08/2022, houve um período de aproximadamente 4 meses em que adaptações foram necessárias para possibilitar a atuação do SBRIA. Visando explicar essas alterações e seus respectivos motivos sem desfocar do intuito principal deste trabalho, que é a operação do SBRIA em escala piloto, as particularidades do período foram inseridas nesta seção.

Após a instalação, a alimentação foi mantida contínua pelos 15 dias iniciais, quando se fez necessária sua interrupção visto a não ocorrência do processo de nitrificação mesmo com a aeração ligada. No caso, acreditava-se que com o sistema operando em bateladas haveria mais tempo para o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes, assim, a bomba de alimentação passou a ser mantida ativada por períodos de no máximo 6 horas diárias.

Em 21/05/2022, com o sistema ainda sem nitrificação, retornou-se para a alimentação contínua e aumentou-se a quantidade de ar fornecido para o sistema. Para aumentar a vazão de ar, reduzia-se a abertura da válvula de alívio de ar, procedimento que gerava um aumento da temperatura do soprador.

O comportamento do OD no reator foi analisado, em 27/05/2022, através de sua mensuração a cada 10 minutos ao longo de uma hora, na qual apenas a primeira medição foi obtida com a aeração ligada. O valor mínimo de oxigênio verificado foi de 2,75 mg/L e o máximo de 3,63 mg/L, de modo aleatório, sem que os dados seguissem um padrão em relação ao tempo de desligamento do aerador. Os dados da oxigenação estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Mensuração do OD realizada a cada 10 minutos a partir do desligamento da aeração

Tempo (min)	OD (mg/L)
0	3,4
10	3,6
20	3,3
30	3,1
40	2,9
50	3,4
60	3,0
70	3,5
80	3,6
90	2,7
100	3,2

Fonte: Autora (2023).

Apesar dos valores de OD mensurados no efluente, o sistema permaneceu sem nitrificação. Esta concentração de OD medida pode ter sido influenciada pela queda de água entre a saída do efluente do reator e o ponto de medição de OD. No caso, não foi possível medir a concentração de OD no interior do reator, possibilitando sua medida apenas no efluente final, que sofria uma queda d'água de 5 m, promovendo a aeração do esgoto tratado.

Visto que o sistema não apresentava nenhum sinal de nitrificação, começou-se a estudar possíveis problemas que o soprador poderia estar apresentando. Em um primeiro momento, foi constatado que a perda de carga na tubulação de ar era muito elevada, fazendo com que o soprador não conseguisse vencer a perda de carga positiva de saída de ar. Entretanto, devido à complexidade de se alterar o sistema, tentou-se uma alternativa para solucionar o problema.

A alternativa escolhida foi inocular o reator com lodo já adaptado de um reator UASB. Os microrganismos degradadores de materiais orgânicos e nitrogenados estão presentes naturalmente no esgoto sanitário doméstico, consequentemente a inoculação em sistemas com esse tipo de água residuária se faz desnecessária (MAYER *et al.*, 1999). Entretanto, visto a inexistência de nitrificação ao longo do tempo e buscando descartar a possibilidade de o problema estar relacionado a ausência de inoculação externa, foi inserido lodo anaeróbio proveniente do UASB de outra estação, a ETE-Córrego Dantas (DMAE), em 15/06/2022, conforme Figura 18.

Figura 18 – Inserção de lodo proveniente do UASB da ETE-Córrego Dantas (DMAE)



Fonte: Autora (2023).

Para a inoculação, o lodo anaeróbio foi bombeado para o interior do reator até que se atingisse um volume de aproximadamente 2 m<sup>3</sup>. Apesar deste ser um lodo anaeróbio, sem microrganismos nitrificantes, a diversidade de microrganismos deste lodo poderia favorecer o aparecimento e desenvolvimento da nitrificação.

Apesar do procedimento, o reator permaneceu sem nitrificar e, conseqüentemente, foi constatada a necessidade de mudanças no sistema de aeração.

Para garantir que a ausência da nitrificação não estava ocorrendo devido a competição com bactérias degradadoras de DQO, visto a concorrência pelo oxigênio no qual as heterotróficas aeróbias possuem vantagem, analisou-se os valores de DQO de entrada e saída no período e, visto a média de 499,0 ± 186,2 mg/L na entrada e de 304,4 ± 89,5 mg/L na saída, com a média das eficiências de remoção de 35 ± 22%, muito baixa em comparação às encontradas nos demais estudos utilizando SBRIA, a hipótese foi descartada.

Logo, além de inviabilizar a suposição de competição dos microrganismos devido a eficiência de remoção baixa de DQO, a análise do comportamento da concentração de DQO na entrada e na saída foi fundamental para a compreensão dos processos biológicos internos do reator. Sabendo-se que o oxigênio é o principal receptor de elétrons da reação de oxido-redução que ocorre na biodegradação da matéria orgânica (RITTMANN e MCCARTY, 2001), os dados corroboraram com a ideia da oxigenação como fator limitante.

A alternativa então foi alterar o sistema de aeração com o objetivo de reduzir a perda de carga na distribuição de ar no interior do reator. Para isso, o primeiro passo foi esvaziar e limpar completamente o reator, conforme indicado na Figura 19, por meio de drenagem realizada com auxílio de caminhão fossa.

Figura 19 – Limpeza completa e drenagem realizada com auxílio de caminhão fossa



Fonte: Autora (2023).

Em seguida, esperou-se secar toda a estrutura e então a tubulação que conecta os difusores ao soprador de ar foi trocada, aumentando o diâmetro de 40 mm para 60 mm. É possível visualizar a tubulação de 60 mm na Figura 20.

Figura 20 – Nova tubulação de conexão da aeração, com diâmetro de 60 mm



Fonte: Autora (2023).

O soprador também foi trocado, sendo o citado em 4.4.2 – Descrição do Reator, da marca Nexco, modelo 2CRN 720 56 DT de 11,53 CV, instalado neste momento. Além disso, a quantidade de difusores de ar no interior foi aumentada, passando da quantidade de 5 para 12, conforme indicado na Figura 21.

Figura 21 – Adição de mais 7 difusores de ar no interior do reator, passando de 5 para 12



Fonte: Autora (2023).

Após estas alterações, observou-se visualmente a aeração do sistema, conforme citado em 5.1 – Fase de Adaptação e apresentado na Figura 15, cujas etapas seguintes constam no corpo deste trabalho.

## APÊNDICE B - Calendário: Atividades realizadas

Com o intuito de simplificar a apresentação das atividades realizadas ao longo de todo o período, da instalação até a última análise, foram criados os Quadros 1, 2 e 3. O Quadro 1 apresenta as atividades realizadas durante os 4 meses em que não houve nitrificação, dissertados no Apêndice A.

Quadro 1 – Atividades realizadas no período entre a instalação do reator e o início das alterações do sistema

Maio de 2022						
D	S	T	Q	Q	S	S
24	25	26	27	28	29	30
1	2	3	4	(5)	6	7
8	(9)	10	11	12	(13)	14
15	16	(17)	18	(19)	(20)	21
22	23	24	(25)	26	(27)	28
29	(30)	(31)	1	2	3	4
Junho de 2022						
D	S	T	Q	Q	S	S
29	30	31	(1)	2	(3)	4
5	(6)	7	(8)	9	(10)	11
12	13	14	(15)	16	17	18
19	(20)	21	22	23	(24)	25
26	27	28	(29)	30	1	2
Julho de 2022						
D	S	T	Q	Q	S	S
26	27	28	29	30	(1)	2
3	4	5	(6)	(7)	(8)	9
10	(11)	12	(13)	(14)	15	16
17	18	(19)	20	21	(22)	23
24	25	26	27	28	29	30
31	1	2	3	4	5	6

○ - Instalação do reator  
□ - Start alimentação  
□ - Start aeração  
□ - Inserção de lodo  
■ - Bomba on por curto período ( $\cong$ 6 horas)  
■ - Mensuração do OD  
■ - Esvaziamento do reator para novo preenchimento  
■ - Operação em condição anaeróbia  
■ - Início das alterações no reator  
 ( ) - Análises de DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, pH e alcalinidade

Fonte: Autora (2023).

O Quadro 2 indica as atividades realizadas durante o período entre as alterações do sistema, visando diminuir a perda de carga para que fosse possível prover a oxigenação demandada, e o start do reator atuando como SBRIA, através do começo da aeração intermitente.

Quadro 2 – Atividades realizadas durante as alterações do sistema e no início da Fase de Adaptação

Agosto de 2022						
D	S	T	Q	Q	S	S
31	1	2	3	4	5	6
7	8	9	10	11	12	13
14	15	16	17	18	19	20
21	22	23	24	25	26	27
28	(29)	30	(31)	1	2	3

 Troca de tubulação e inserção de mais sopradores  
 Instalação do Soprador Nexco 2CRN 720 56 DT de 11,53 CV  
 Início da Fase 1  
 ( ) - Análises de DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, pH e alcalinidade

Fonte: Autora (2023).

Por fim, o Quadro 3 apresenta as atividades realizadas na Fase 1, limitada pelo início da aeração intermitente e pelo fim das análises e do experimento.

Quadro 3 – Atividades realizadas na Fase 1, em que o reator de fato atuou como um SBRIA

Setembro de 2022						
D	S	T	Q	Q	S	S
28	29	30	31	1	[(2)]	3
4	5	[(6)]	7	8	(9)	10
11	[(12)]	13	[(14)]	15	16	17
18	19	[(20)]	(21)	(22)	23	24
25	(26)	27	(28)	29	(30)	1
Outubro de 2022						
D	S	T	Q	Q	S	S
25	26	27	28	29	30	1
2	[(3)]	-4-	-(5)-	6	-(7)-	8
9	[(10)]	11	12	13	(14)	15
16	17	-(18)-	-19-	-(20)-	-(21)-	22
23	24	[(25)]	[(26)]	27	28	29
30	31	1	2	3	4	5
Novembro de 2022						
D	S	T	Q	Q	S	S
30	31	[(1)]	2	3	[(4)]	5
6	7	-(8)-	-9-	-(10)-	-11-	12
13	14	15	-(16)-	-17-	-(18)-	19
20	21	-(22)-	-23-	-(24)-	-(25)-	26
27	-28-	-(29)-	-30-	1	2	3
Dezembro de 2022						
D	S	T	Q	Q	S	S
27	28	29	30	-(1)-	[(2)]	3
4	5	(6)	(7)	[(8)]	9	10
11	12	[(13)]	(14)	15	(16)	17
18	19	20	[(21)]	22	23	24
25	26	27	28	29	30	31

 Início da Fase 1  
 Análises de DBO  
 Análises de ST, STF e STV  
 ( ) - Análises de DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, pH e alcalinidade  
 [ ] - Análises de NTK  
 - - - Análises de Sólidos Sedimentáveis

Fonte: Autora (2023).