UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO

INSTITUTO DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

DISSERTAÇÃO

Estudo comparativo de desempenho e emissões de N_2O no tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto sanitário por Lodo Ativado, MBBR e Lodo Ativado com adição de Granulado Bioclástico

Carla Gislaine de Barros Scarp dos Reis

2023

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

ESTUDO COMPARATIVO DE DESEMPENHO E EMISSÕES DE N_2O NO TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO E ESGOTO SANITÁRIO POR LODO ATIVADO, MBBR E LODO ATIVADO COM ADIÇÃO DE GRANULADO BIOCLÁSTICO

CARLA GISLAINE DE BARROS SCARP DOS REIS

Sob a Orientação do Professor:
Dr. Alexandre Lioi Nascentes

e Coorientação do(a) Professor(a)
Dr. Renato Pereira Ribeiro
Drª. Barbara Costa Pereira

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental – PGEAAmb, como requisito parcial para obtenção do título de Mestra em Engenharia Agrícola e Ambiental, na Área de Concentração Meio Ambiente

Seropédica, RJ

Julho de 2023

“É permitida a cópia parcial ou total desta Dissertação, desde que seja citada a fonte”

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

R347e

Reis, Carla Gislaine de Barros Scarp dos, 1991-
Estudo comparativo de desempenho e emissões de N2O no tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto sanitário por Lodo Ativado, MBBR e Lodo Ativado com adição de Granulado Bioclástico / Carla Gislaine de Barros Scarp dos Reis. - Três Rios, 2023.
99 f.: il.

Orientador: Alexandre Lioi Nascentes.
Coorientador: Renato Pereira Ribeiro.
Coorientador: Barbara Costa Pereira.
Dissertação(Mestrado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, 2023.

1. Tratamento Biológico. 2. Tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto sanitário. 3. Granulados Bioclásticos. 4. Meios de suporte. I. Nascentes, Alexandre Lioi, 1976-, orient. II. Ribeiro, Renato Pereira, -, coorient. III. Pereira, Barbara Costa, -, coorient. IV Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental. V. Título.

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

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS – GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

CARLA GISLAINE DE BARROS SCARP DOS REIS

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestra em Engenharia Agrícola e Ambiental, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, área de Concentração em Meio Ambiente.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 12/07/2023.

_____

Alexandre Lioi Nascentes. Dr., UFRRJ (Orientador)

_____

Diego Macedo Veneu. Dr., CETEM

_____

Leonardo Duarte Batista da Silva. Dr., UFRRJ

Emitido em 12/07/2023

HOMOLOGAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 63/2023 - PPGEAAMB (12.28.01.00.00.00.00.40)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 11/09/2023 11:27)
ALEXANDRE LIOI NASCENTES
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.00.44)
Matrícula: ###592#5

(Assinado digitalmente em 11/09/2023 11:28)
LEONARDO DUARTE BATISTA DA SILVA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.00.44)
Matrícula: ###531#1

(Assinado digitalmente em 11/09/2023 11:24)
DIEGO MACEDO VENEU
ASSINANTE EXTERNO
CPF: ###.###.067-##

Visualize o documento original em https://sipac.ufrrj.br/documentos/ informando seu número: **63**, ano: **2023**, tipo: **HOMOLOGAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**, data de emissão: **11/09/2023** e o código de verificação: **370efa0b6f**

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me sustentar e guiar em todos os meus caminhos, me mantendo firme até aqui, para a realização deste trabalho.

Ao meu querido marido, Rafael, que sempre está ao meu lado, me apoiando e me dando forças para nunca esmorecer. Agradeço sempre pelo seu amor e paciência, por sempre acreditar no meu potencial.

A minha mãe, Gisleide, meu colo, amparo, meu exemplo de vida e minha fortaleza. Ao meu Tio Zé e Meire pelo carinho e orações, pelas palavras de incentivo. A toda minha família e meus amigos pelo afeto e votos de sucesso.

As queridas parceiras de laboratório Aline Portella e Rozilene Caletti, por todo companheirismo e ajuda, nas trocas e orientações que me deram base para desenvolver a pesquisa. Agradeço imensamente também aos nossos alunos de IC, os queridos Gabriel Dias, Emily de Oliveira e Letícia Kristen que colocaram a mão na massa e não mediram esforços para a realização deste trabalho nesses intensos meses de trabalho. Ao incrível Dedeco, por toda contribuição, amizade e carinho. Vocês foram indispensáveis, facilitando o desenvolvimento dos meus experimentos.

Meus sinceros e imensos agradecimentos ao meu orientador Alexandre Lioi por me guiar nessa jornada, aceitar me orientar e confiar no meu trabalho, pelo incentivo, pela generosidade e por todo ensinamento. Também aos meus coorientadores Renato Ribeiro, pela incrível contribuição nas análises de gás, bem como na disponibilidade e orientação, e a Bárbara Pereira sempre muito gentil, receptiva e disponível a ajudar.

À UFRRJ e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, pela a oportunidade. Minha gratidão a todos os docentes do curso que me ajudaram de alguma maneira, seja mesmo por palavras de incentivo. Ao coordenador Anderson por toda ajuda e disponibilidade de sempre, e ao secretário Thiago pela dedicação.

À CAPES pela concessão da bolsa, e a FAPERJ pelo recurso, os quais me possibilitaram o desenvolvimento da pesquisa.

RESUMO

REIS, Carla Gislaine de Barros Scarp dos. **Estudo comparativo de desempenho e emissões de N_2O no tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto sanitário por Lodo Ativado, MBBR e Lodo Ativado com adição de Granulado Bioclástico.** 99p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia. Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

O tratamento combinado é uma alternativa que vem sendo implantada em algumas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) no Brasil, no qual o objetivo se baseia em tratar o lixiviado de aterro junto com o esgoto sanitário em unidades de tratamento existentes. O tratamento do lixiviado combinado ao esgoto sanitário tem se mostrado uma alternativa viável, levando em conta a minimização dos efeitos adversos ao ambiente. O tratamento de efluentes por lodo ativado é uma conceituada tecnologia que tem sido continuamente aprimorada para alcançar desempenhos cada vez melhores. Para que os processos biológicos ocorram com maior eficiência, tem-se utilizado novas alternativas, como a introdução de meios de suporte no reator biológico. Estes meios de suporte podem ser granulados bioclásticos, biomídias plásticas, carvão ativado granular, carvão ativado em pó, entre outros. A remoção biológica de nutrientes por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação, pode ter como resultado a geração e emissão de óxido nitroso (N_2O). Sendo assim, o presente estudo visa avaliar o desempenho e a emissão de N_2O em reatores biológicos em escala de bancada, por meio de estudo comparativo, tratando lixiviado de aterro e esgoto sanitário de forma combinada. Foram operados 3 reatores em regime contínuo, denominados: reator de lodo ativado (RLA), reator de leito móvel e biomassa aderida (MBBR) e reator de lodo ativado com adição de granulado bioclástico (RLAGB). Foram avaliadas 3 misturas lixiviado/esgoto em volume (0%, 0,5% e 1%). Para cada condição foram monitorados o desempenho dos reatores e a emissão de N_2O. O experimento foi divido de acordo com as fases de alimentação dos reatores, onde inicialmente foi alimentado somente com esgoto sintético, e posteriormente adicionado lixiviado nas proporções 0,5% e 1,0% v/v na mistura da alimentação. Foram avaliadas as eficiências de remoção de matéria orgânica, fósforo, cor e turbidez nas diferentes fases analisadas. A adição de lixiviado na mistura da alimentação não causou grandes impactos no processo, apesar de ter apresentado ligeira redução da eficiência de remoção dos parâmetros, ainda assim não comprometeu a qualidade do efluente tratado. Em relação a emissão de N_2O os reatores apresentaram maiores médias de concentração quando inserido 1,0% (v/v) de lixiviado, sendo o MBBR o que apresentou maiores médias (3,19 mg $N_2O.d^{-1}$). O RLAGB apresentou emissões de N_2O minimamente inferiores quando comparada ao controle (RLA), 1,55 e 1,97 mg $N_2O.d^{-1}$, respectivamente, não sendo possível concluir que o granulado bioclástico tenha sido determinante para redução da emissão do gás, embora se tenham observado as maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal no RLAGB em todas as etapas do trabalho.

Palavras-chave: Tratamento biológico, meios de suporte, MBBR, granulados bioclásticos.

ABSTRACT

REIS, Carla Gislaine de Barros Scarp dos. **Comparative study of performace and N_2O emissions in the combined treatment of landfill leachate and sanitary sewage by activated sludge with the addition of bioclastic granules.** 99p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia. Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

Combined treatment is an alternative that has been implemented in some Wastewater Treatment Plants (WTP) in Brazil, where the goal is to treat landfill leachate alongside sanitary sewage in existing treatment units. The treatment of leachate combined landfill leachate and sanitary sewage has proven to be a viable alternative, considering the minimization of adverse environmental effects. Activated sludge wastewater treatment is a well-established technology that has been continuously improved to achieve increasingly better performances. To enhance biological processes' efficiency, new alternatives, such as the introduction of support media in the biological reactor, have been utilized. These support media can be bioclastic granules, plastic bio-media, granular activated carbon, powdered activated carbon, among others. The biological removal of nutrients through nitrification and denitrification processes can result in the generation and emission of nitrous oxide (N_2O). Therefore, the present study aims to evaluate the N_2O emission in bench-scale biological reactors through a comparative study, treating landfill leachate and sanitary sewage in a combined manner. Three continuous-flow reactors were operated, named as follows: activated sludge reactor (ASR), moving bed biofilm reactor (MBBR), and activated sludge reactor with the addition of bioclastic granules (ASR-BG). Three leachate/sewage mixtures by volume were evaluated (0%, 0.5%, and 1%). For each condition, the reactor performance and N_2O emissions were monitored. The experiment was divided into phases based on the reactor feeding, where initially it was fed only with synthetic sewage, and later leachate was added at proportions of 0.5% and 1.0% (v/v) in the feed mixture. The removal efficiencies of organic matter, phosphorus, color, and turbidity were evaluated in the different analyzed phases. The addition of leachate in the feed mixture did not cause significant impacts on the process, despite a slight reduction in the removal efficiency of the parameters, it still did not compromise the quality of the treated effluent. Regarding N_2O emissions, the reactors showed higher average concentrations when 1.0% (v/v) of leachate was added, with MBBR presenting the highest averages (3.19 mg N2O.d-1). ASR-GB showed slightly lower N_2O emissions compared to the control (ASR), with 1.55 and 1.97 mg $N_2O.d^{-1}$, respectively, and it was not possible to conclude that the bioclastic granules were determinant in reducing gas emissions, although the highest removal efficiencies of ammonium nitrogen were observed in ASR-GB in all stages of the study.

Keywords: Biological treatment, support media, MBBR, bioclastic granules.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema simplificado do processo de lodo ativado.....21
Figura 2 – Mecanismo do processo de nitrificação – Formação do N_2O.....33
Figura 3 – Mecanismo do processo de desnitrificação – Formação de N_2O.....33
Figura 4 – Variáveis que potencializam a emissão de N_2O durante a remoção biológica de nitrogênio de efluentes e possíveis causas de influência.....35
Figura 5 - Rodolito de *Lithothamnium calcareum*.....37
Figura 6 – Dimensões dos reatores utilizados no experimento (medidas em mm) 38
Figura 7 – Reatores reais em escala de bancada, utilizados no experimento.....38
Figura 8 – Bombas dosadoras que controlaram a vazão de alimentação dos reatores.....40
Figura 9 – Reatores inoculados com lodo de ETE.....40
Figura 10 – Equipamentos para fornecimento de aeração constante – (A) rotâmetro, (B) compressor de ar.....41
Figura 11 – Biomídias plásticas de polipropileno.....42
Figura 12 – Funcionamento completo da ETE.....43
Figura 13 – Moinho de facas (A) e agitador eletromagnético (B) usados na moagem e classificação granulométrica.....44
Figura 14 – Variação temporal dos valores de pH. (a) Monitoramento do reator RLA, (b) Monitoramento do reator MBBR, (c) Monitoramento do reator RLAGB.....57
Figura 15 – Variação temporal dos valores de saturação de oxigênio dissolvido.....59
Figura 16 – Representação gráfica (*boxplot)* das concentrações de SST (mg/L) no licor misto durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.....61
Figura 17 – Variação temporal das concentrações de SST no monitoramento dos reatores ao longo do experimento.....63
Figura 18 – Representação gráfica (*boxplot)* da turbidez na saída dos reatores durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.....64
Figura 19 – Representação gráfica da eficiência de remoção da turbidez afluente e das saídas dos reatores em cada fase do experimento. (a) 0% (v/v) de lixiviado, (b) 0,5% (v/v) de lixiviado, (c) 1,0% (v/v) de lixiviado.....66
Figura 20 – Representação gráfica (*boxplot)* da cor na saída dos reatores durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.....67

Figura 21 – Representação gráfica da eficiência de remoção da cor afluente e das saídas dos reatores em cada fase do experimento. (a) 0% (v/v) de lixiviado, (b) 0,5% (v/v) de lixiviado, (c) 1,0% (v/v) de lixiviado.....69
Figura 22 – Representação gráfica (*boxplot)* das concentrações de DQO nas saídas dos reatores durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.....70
Figura 23 – Variação temporal das concentrações de DQO (mg/L) afluente e saídas dos reatores ao longo das fases do experimento.....71
Figura 24 – Representação gráfica da eficiência de remoção da DQO afluente e das saídas dos reatores em cada fase do experimento. (a) 0% (v/v) de lixiviado, (b) 0,5% (v/v) de lixiviado, (c) 1,0% (v/v) de lixiviado.....73
Figura 25 - Representação gráfica (*boxplot)* das concentrações de DQO na saída do RLAGB com a adição de GB.....74
Figura 26 – Variação temporal do monitoramento das concentrações de DQO (mg/L) afluente e da saída do RLAGB ao longo da fase teste.....74
Figura 27 – Representação gráfica do comparativo de remoção do reator RLAGB com diferentes doses de GB.....75
Figura 28 – Representação gráfica (*boxplot)* das concentrações de fósforo nas saídas dos reatores durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.....76
Figura 29 – Variação temporal das concentrações de P-total (mg/L) afluente e saídas dos reatores ao longo das fases do experimento.....77
Figura 30 – Representação gráfica da eficiência de remoção de P-total afluente e das saídas dos reatores em cada fase do experimento. (a) 0% (v/v) de lixiviado, (b) 0,5% (v/v) de lixiviado, (c) 1,0% (v/v) de lixiviado.....79
Figura 31 – Representação gráfica (boxplot) da análise comparativa na dosagem de GB inserido no reator.....80
Figura 32 – Representação gráfica do comparativo de remoção do reator RLAGB com diferentes doses de GB.....81
Figura 33 - Representação gráfica (*boxplot)* das concentrações de nitrogênio amoniacal nas saídas dos reatores durante as fases do experimento. (a) RLA; (b) MBBR e (c) RLAGB.....82
Figura 34 – Representação gráfica da eficiência de remoção de N-amoniacal afluente e das saídas dos reatores em cada fase do experimento. (a) 0% (v/v) de lixiviado, (b) 0,5% (v/v) de lixiviado, (c) 1,0% (v/v) de lixiviado.....84

Figura 35 - Representação gráfica (*boxplot)* da emissão de N_2O para cada reator. (a) RLA; (b) MBBR e (c) RLAGB.....86
Figura 36 – Variação temporal das concentrações de N_2O emitidos nos reatores ao longo do experimento.....87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variação da composição físico-química do lixiviado em função da idade do aterro.....21
Tabela 2 - Vantagens e desvantagens das variantes convencional e aeração prolongada.....24
Tabela 3 - Características operacionais do processo de lodos ativados.....25
Tabela 4 – Composição do Esgoto Sintético para uma DQO média de 530mg/L.....45
Tabela 5 - Condições Experimentais do experimento.....46
Tabela 6 – Metodologias Analíticas Empregadas.....51
Tabela 7 – Caracterização do lixiviado utilizado no experimento.....55
Tabela 8 – Caracterização das misturas lixiviado/esgoto.....56
Tabela 9 – Valores médios de pH obtidos pelo monitoramento diário.....58
Tabela 10 – Valores médios de OD (mg/L) no monitoramento dos reatores.....59
Tabela 11 – Valor médio de SST (mg/L) por reator em cada condição de mistura da alimentação (v/v).....62
Tabela 12 – Valores médios de Turbidez (NTU) no monitoramento dos reatores ao longo das fases do experimento.....65
Tabela 13 – Valores médios de Cor (mg Pt Co/L) no monitoramento dos reatores ao longo das fases do experimento.....68
Tabela 14 – Valores médios de DQO (mg/L) no monitoramento dos reatores ao longo das fases do experimento.....73
Tabela 15 – Valores médios de concentração de DQO (mg/L) afluente e na saída do reator RLAGB.....75
Tabela 16 – Valores médios de P-total (mg/L) no monitoramento dos reatores ao longo das fases do experimento.....78
Tabela 17 – Média de concentração P-total (mg/L) afluente e na saída do reator RLAGB e média das eficiências de remoção.....80
Tabela 18 – Valores médios de N-amoniacal (mg/L) no monitoramento dos reatores ao longo das fases do experimento.....82
Tabela 19 - Valores médios de concentração de N_2O (mg N_2O/d) emito por reator em cada fase do experimento.....87

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....12

2. OBJETIVO GERAL.....15

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....15

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....16

3.1 Resíduos Sólidos Urbanos.....16

3.2 Geração de lixiviado dos aterros sanitários.....17

3.2.1 Características dos lixiviados.....20

3.3 Tecnologias de Tratamento de Lixiviado.....21

3.4 Tratamento Biológico – Processo de Lodos Ativados.....23

3.4.1 Parâmetros Operacionais do Sistema de Lodos Ativados.....25

3.4.1.1 Idade do Lodo (θ_c).....26

3.4.1.2 Tempo de Retenção Hidráulica (TRH).....26

3.4.1.3 Oxigênio Dissolvido (OD).....26

3.5 Reator Biológico de Leito Móvel com biomassa aderida (MBBR).....27

3.6 Remoção Biológica de Nitrogênio.....28

3.7 Remoção Biológica do Fósforo.....30

3.8 Emissão de Óxido Nitroso em Estações de Tratamento.....32

3.9 Granulados Bioclásticos.....35

3.9.1 *Lithothamnium calcareum*.....36

4. MATERIAIS E MÉTODOS.....38

4.1 Sistema Experimental.....38

4.2 Caracterização do *Lithothamnium calcareum*.....43

4.3 Alimentação dos reatores.....44

4.3.1 Esgoto Doméstico Sintético.....45

4.3.2 Lixiviado de aterro sanitário.....45

4.4 Etapas Experimentais.....45

4.5 Metodologias Analíticas.....49

4.6 Amostragem do Óxido Nitroso (N_2O).....51

4.6.1 Cálculos de Emissão e Concentração de N_2O.....53

5. Tratamento Estatístico.....54

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....55

6.1 Caracterização do Lixiviado e Alimentação dos reatores.....55

6.2 Parâmetros Analisados.....56

6.2.1 pH.....56

6.2.2 Oxigênio Dissolvido (OD).....58

6.3 Sólidos Suspensos Totais (SST).....60

6.4 Turbidez.....63

6.5 Cor.....66

6.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....69

6.7 Fósforo.....75

6.8 Nitrogênio Amoniacal.....81

6.9 Emissão de Óxido Nitroso (N_2O).....84

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....88

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....90

1. INTRODUÇÃO

O acelerado e contínuo aumento da população implicam diretamente no aditamento significativo da geração de resíduos sólidos e de águas residuárias. Entre 2010 e 2022, a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil registrou um aumento relevante, indo de 67 milhões para 81,8 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2022). A destinação final ambientalmente adequada prevista na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecida pela Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010, é uma das alternativas de disposição final dos resíduos, logo que sejam obedecidas as normas operacionais específicas de forma e a evitar riscos ou danos à segurança e à saúde pública, minimizando os impactos ambientais (BRASIL, 2010).

Os aterros sanitários compreendem técnicas de disposição de RSU no solo, de forma planejada, cuja finalidade é garantir a disposição correta dos resíduos, reduzindo impactos ambientais adversos. Este método de destinação final é projetado sob critérios técnicos, para confinar os resíduos à menor área possível, onde o resíduo sólido é compactado e coberto com solo, formando diversas camadas (ABNT, 1984). O lixiviado, também chamado de chorume ou líquido percolado, é um dos efluentes gerados no aterro sanitário, sendo este originado por processos biológicos, químicos e físicos da decomposição bacteriana da matéria orgânica e conversão da fração inorgânica, além da infiltração da água de chuva nos resíduos, bem como os produtos da biodegradação. O tratamento do lixiviado de aterros é uma tarefa desafiadora, pois é um resíduo altamente poluente e complexo, com composição variável e, por isso, requer uma combinação de processos biológicos e físico-químicos. A escolha da tecnologia certa para o tratamento do lixiviado de aterro pode depender de vários fatores, incluindo a idade do aterro e a composição do lixiviado. (GOMES, 2009; DAHLAN, 2019; LEBRON et al., 2021; MOJIRI et al., 2020)

Dentre as tecnologias de tratamento estudadas, o tratamento combinado é uma alternativa que vem sendo implantada em algumas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) no Brasil, no qual o objetivo se baseia em adicionar o lixiviado de aterro ao esgoto em unidades de tratamento convencionais existentes, o que possibilita a redução de custos do aterro sanitário em relação ao tratamento final do lixiviado, bem como a minimização dos efeitos impactantes ao ambiente. Entretanto, deve-se ponderar algumas questões para sua utilização, como a capacidade da estação de assimilá-lo, a compatibilidade do processo de tratamento com as características do lixiviado, a viabilidade do transporte do lixiviado até as estações de tratamento e a possibilidade do manejo do lodo produzido (MANNARINO et al., 2011). Para o

tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário em ETEs, deve-se observar também as concentrações utilizadas, pois a presença de compostos tóxicos no lixiviado pode causar sobrecarga nas condições operacionais do sistema, inibindo a população microbiológica do lodo, e assim, podendo comprometer sua eficiência (BOCCHIGLIERI, 2010).

O processo de tratamento de efluentes por lodo ativado é uma conceituada tecnologia (QUINTELAS et al., 2020; YANG et al., 2020; ZOU et al., 2022). Porém, ao longo das últimas décadas, tem-se estudado técnicas para melhorar o desempenho de sistemas convencionais no tratamento de efluentes por lodo ativado, como a introdução de meios de suporte no reator biológico. Estes meios de suporte podem ser granulados bioclásticos, biomídias plásticas, carvão ativado granular, carvão ativado em pó, entre outros materiais. A introdução dos meios de suporte tem como objetivo aumentar a concentração de biomassa, a adsorção dos compostos recalcitrantes e tóxicos, ou o processo de nitrificação e desnitrificação no biofilme.

O reator, conhecido como Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR), em português Reator Biológico de Leito Móvel, é caracterizado pela combinação de biomassa suspensa e fixa (aderida), em um único sistema (WOLFF et al., 2005). Seu funcionamento se baseia na adição de biomídias plásticas no interior do tanque de aeração. O emprego dos biofilmes no substrato aderido ou suspenso permite acumular a biomassa no reator e com isso elevar notadamente a eficiência do processo (METCALF e EDDY, 2003).

Os Granulados Bioclásticos marinhos são constituídos por algas calcárias, areias e fragmentos de conchas, que servem de substrato para a fixação de algas foliares, como exemplo, as espécies de alga *Lithothamnium Calcareum*, comumente encontradas no litoral brasileiro, é um dos principais constituintes dos recifes e corais marinhos desenvolvidos em diversas regiões oceânicas (DIAS, 2000). Os também chamados calcários bioclásticos marinhos, são uma alternativa ao calcário continental muito utilizado no processo de tratamento de efluentes por apresentar elevado potencial de adsorção de alguns íons (DA SILVA ALMEIDA et al., 2021; VENEU et al., 2019, 2023). Como possuem alta porosidade e elevada área superficial, os granulados bioclásticos tem atraído interesse para seu uso como adsorvente no tratamento de efluentes (CALETTI, 2017).

A aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação para remoção biológica de nutrientes, pode ter como resultado a geração e emissão de óxido nitroso (N_2O). Em 2019, o setor de resíduos sólidos respondeu por 4% do total de emissões de gases do efeito estufa no Brasil, um aumento de 23% nas emissões na última década, sendo dois terços destas provenientes de atividades de destinação final, como aterros sanitários, aterros controlados e

lixões (SNIS, 2019). As recentes estimativas apontam que 81% das emissões totais de N_2O são provenientes de intervenções humanas, principalmente das atividades agrícolas, industriais, combustão, florestas e usos da terra (IPCC, 2020).

A utilização de Granulados Bioclásticos (GB) em reatores biológicos representa uma tecnologia inovadora, especialmente quando aplicada ao tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto sanitário. O estudo em questão destaca-se por sua natureza pioneira ao empregar o mesmo lixiviado de aterro e condições de tratamento uniformes para avaliar como três diferentes tecnologias respondem em termos de desempenho e emissão de N_2O.

O emprego de um reator MBBR foi deliberadamente escolhido com o propósito de criar uma abordagem intermediária entre tecnologias já consolidadas e aquelas emergentes. Esta escolha foi realizada em paralelo à utilização dos GB, com o intuito de permitir uma comparação mais precisa. A principal premissa por trás desta abordagem reside na seleção de um material inerte com uma superfície específica que sirva como referência para a utilização dos GB, que possuem afinidade com outros poluentes dentro do reator. No entanto, é importante notar que o estudo enfrentou limitações metodológicas, incluindo diferenças na superfície específica entre os GB e as biomídias utilizadas, bem como nos TRH dos reatores.

Relatos de estudos sobre a emissão de óxido nitroso por meio de sistemas de tratamento de efluentes são escassos. De acordo com a revisão bibliográfica realizada, não foram encontrados estudos sobre o desempenho e a emissão de N_2O no tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário em reatores MBBR e em reatores de lodo ativado com adição de granulado bioclástico (RLAGB). Portanto, este trabalho se propõe a avaliar o desempenho e a emissão de N_2O em reatores biológicos, que operam com as diferentes tecnologias, tratando lixiviado de aterro combinado ao esgoto sanitário por meio de estudo comparativo. Como variáveis respostas da presente pesquisa, o desempenho operacional dos reatores em cada etapa, por meio do monitoramento de parâmetros físico-químicos, bem como a emissão de N_2O por cada um dos reatores, nos diferentes tratamentos estudados.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho e a emissão de N_2O em reatores biológicos dos tipos Lodo Ativado, MBBR e Lodo Ativado com adição de Granulado Bioclástico, para o tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto sanitário por meio de estudo comparativo entre as tecnologias.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desempenho dos reatores biológicos por meio de estudo comparativo entre as tecnologias estabelecidas;
- Avaliar as eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo do processo, em função da relação lixiviado/esgoto, em cada condição operacional do sistema de lodo ativado;
- Avaliar o impacto do lixiviado nas condições operacionais dos reatores e identificar eventuais desafios associados;
- Avaliar e correlacionar a emissão de N_2O de cada reator biológico com as variações nas condições operacionais impostas aos reatores;
- Avaliar a eficiência do processo de lodo ativado com adição de granulado bioclástico no tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto sanitário.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Resíduos Sólidos Urbanos

Segundo a Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, os resíduos sólidos são compreendidos como todo material, substâncias, objetos ou bens descartados resultante de atividades humanas em sociedade, cuja disposição final seja ambientalmente adequada, onde deve ser observadas as normas operacionais específicas a fim de evitar danos ou riscos à saúde e segurança pública e a minimizar os impactos ambientais adversos (BRASIL,2010).

Estima-se que, no cenário vigente de produção de bens de consumo, a geração de resíduos sólidos urbanos aumentará em todo o mundo, passando de 2 bilhões de toneladas/ano em 2016 para 3,4 bilhões de toneladas em 2050, sendo que a maior parte desse aumento será observada em países de baixa renda, onde a geração pode triplicar, segundo a International Solid Waste Association - ISWA, a principal entidade mundial dedicada às questões relacionadas aos resíduos sólidos, que propõe tendências, oportunidades e desafios entre os anos 2021-2030. Esta entidade é representada no Brasil pela ABRELPE, para o desenvolvimento da gestão de resíduos junto as autoridades locais (ABRELPE,2022).

A geração dos resíduos sólidos urbanos (RSU), possui relação direta com o local onde se desenvolvem as atividades humanas, visto que é o resultado do processo de aquisição e consumo de bens e produtos das mais diversas características. Dados apurados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), mostram que a geração de RSU no país sofreu influência direta da pandemia da COVID-19 durante o ano de 2020, tendo alcançado aproximadamente 82,5 milhões de toneladas geradas, ou 225.965 toneladas diárias, em média diária de 1,07 kg de resíduos/habitante. Uma possível razão para o aumento expressivo, comparado ao ano de 2019 com registro de 79 milhões de toneladas, foram as novas dinâmicas sociais, que foram quase que totalmente transferidas para as residências, gerando maior descarte diário (ABRELPE, 2022).

Com o aumento na geração dos resíduos domiciliares, a quantidade de materiais dispostos para a coleta junto aos serviços de limpeza urbana também cresceu, sendo um total de 76,1 milhões de toneladas coletadas no ano de 2020, uma cobertura de 92,2% de coleta de resíduos, sendo superior à média nacional. No Brasil, a maior parte dos resíduos urbanos coletados foi direcionado para os aterros sanitários, superando 60% dos resíduos coletados que tivera, destinação adequada no país. Em contrapartida, áreas de disposição inadequada,

incluindo lixões e aterros controlados, ainda estão em operação e receberam quase 40% do total de resíduos coletados (ABRELPE,2021).

Em 2022, o mundo retomou as atividades pós pandemia da COVID-19, com diferentes dinâmicas sociais comparadas ao ano de 2021. No setor de limpeza urbana e manejo de resíduos, o fim das restrições e a flexibilização das medidas de distanciamento e isolamento social, impactaram diretamente nos processos de consumo, geração e descarte de materiais. Durante o ano de 2022, foi alcançado um total de aproximadamente 81,8 milhões de toneladas, o que corresponde a 224 mil toneladas diárias, sendo assim, cada brasileiro gerou, em média, 1,043 kg de resíduo por dia. A região Sudeste continua sendo a região com maior geração de resíduos, com cerca de 111 mil toneladas diárias, o que equivale aproximadamente a 50% da geração do país, e uma média de 450 $kg^{-1}.hab^{-1}.ano^{-1}$ (ABRELPE,2022).

Visando a necessidade de melhorias nas políticas do setor de gestão de resíduos sólidos no Brasil, o Decreto n° 10.936 de 2022, trouxe a regulamentação para a Lei 12.305 de 2010, e instituiu o Planares – Política Nacional de Resíduos Sólidos, pelo Decreto n° 11.043 de 2022, o principal instrumento previsto na lei, que estabelece as estratégias, metas e diretrizes para o setor de gestão de resíduos, em um horizonte de 20 anos (SINIR, 2022).

Ambos instrumentos reforçam os princípios da Política Nacional de Resíduos Sólidos, vigentes a mais de uma década, trazendo maior objetividade e clareza na sua aplicação, visando assegurar a proteção do meio ambiente e melhores condições de saúde, além de maior foco na circularidade, no aproveitamento dos resíduos como importante recurso para a movimentação econômica, além da contribuição para a agenda climática. O plano nacional prevê o aumento da recuperação de resíduos em cerca de 50% até 2042, com intuito da redução da disposição dos resíduos em aterros, passando para o reaproveitamento por meio de reciclagem, compostagem, biodigestão e recuperação energética. Com isso o incentivo a criação de empregos verdes, bem como a possibilidade de melhorias no atendimento a compromissos internacionais e acordos multilaterias. A recuperação e reaproveitamento de resíduos proporciona também menores consumos de energia, além de redução na emissão de gases do efeito estufa (SINIR,2022).

3.2. Geração de lixiviado dos aterros sanitários

O aterro sanitário tem sido convencionalmente o método mais utilizado para a disposição dos resíduos, devido à sua viabilidade técnica, facilidade e baixo custo de operação (KAMARUDDIN et al., 2015), proporcionando uma tecnologia que impeça o contato com águas subterrâneas e emissões de gases constantes na atmosfera (DEMAJOROVIC; LIMA,

2013). No Brasil, a maior parte dos RSU coletados (61%) continua sendo encaminhada para aterros sanitários como destinação ambientalmente adequada em 2022 (ABRELPE,2022)

O problema principal dos aterros é o tratamento do lixiviado, por ser uma fonte iminente de contaminação da água superficial e subterrânea. Com requisitos cada vez mais rigorosos de controle de poluição, se faz necessário o desenvolvimento de pesquisas neste segmento que promovam o aumento do desempenho de processos biológicos, criando alternativas econômica e ambientalmente viáveis (GAO et al., 2016).

Depois de depositados no aterro, os resíduos passam a sofrer transformações devido aos mecanismos físico-químicos e biológicos. O lixiviado gerado nos aterros sanitários é proveniente da percolação, através das camadas do aterro, de líquidos oriundos da água da chuva, escoamento superficial, águas subterrâneas, da umidade inicial dos resíduos sólidos e a gerada no processo de decomposição dos resíduos orgânicos (catalisada pela ação de bactérias decompositoras). No processo de percolação de líquidos pelas camadas do aterro, ocorre a solubilização de substâncias orgânicas e inorgânicas, formando o líquido de composição variável (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

Os lixiviados, em geral, apresentam algumas características como alta concentração de amônia, matéria orgânica e sais. É rico em compostos orgânicos, possui concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal, apresenta substâncias recalcitrantes, altos teores de demanda química de oxigênio e baixa biodegradabilidade (LACONI et al., 2011). Guo et al. (2010) verificaram que as características qualitativas do lixiviado dos aterros sanitários variam de acordo com o grau, tipo e estágio de decomposição dos resíduos, bem como a umidade e idade do aterro. Aterros sanitários jovens, com idade inferior a cinco anos, encontram-se na fase acidogênica, apresentando grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, que possui mais facilidade na fermentação resultando em ácido graxo voláteis (AGV). Nos aterros que ultrapassam os cinco anos, inicia-se a fase metanogênica, degradando os AGV e gerando dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4), resultando na redução da biodegradabilidade da porção orgânica do lixiviado (LEITE et al., 2011).

A composição do lixiviado é compreendida de acordo com o estágio de decomposição em que os resíduos sólidos se encontram, mediante aos processos físico-químicos e biológicos. A degradação dos resíduos compreende-se em cinco fases. Em cada fase, a suscetibilidade das substâncias químicas à lixiviação é modificada, alterando a composição do efluente líquido. As fases são:

- Fase I – fase inicial
- Fase II – fase de transição
- Fase III – fase ácida
- Fase IV – fase de fermentação metanogênica
- Fase V – fase de maturação final

A fase inicial caracteriza-se pela presença de oxigênio no meio dos resíduos recém depositados, o qual é consumido rapidamente por bactérias aeróbias oriundas do solo de cobertura, que iniciam a decomposição da matéria orgânica biodegradável presente nos resíduos, resultando a produção de gás carbônico (CO_2) e grande liberação de calor. Essa fase dura poucos dias, devido ao rápido consumo (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002).

A fase de transição se inicia quando há redução do oxigênio disponível e condições anaeróbias começam a se desenvolver. Nitratos e sulfatos passam a operar como receptores de elétrons nas reações de conversão biológica. Nessa fase, há a redução do pH do lixiviado devido a existência de ácidos orgânicos, bem como pelas altas concentrações de CO_2 no aterro. O meio apresenta tendências a condições redutoras (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002; CASTILHOS JR,2003).

A fase ácida se inicia com a produção significativa de ácidos orgânicos, levando a aceleração da atividade bacteriana, a qual foi iniciada na fase de transição. Nessa fase atuam bactérias facultativas e anaeróbias. Devido à ação e ao desenvolvimento dos microrganismos, são produzidos compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, como ácidos graxo voláteis e ácidos fúlvicos. O CO_2 é o gás mais gerado na fase ácida. O pH do lixiviado é reduzido pelos ácidos, liberando gases como gás sulfídrico (H_2S), causadores de odores desagradáveis. Nesta etapa, o lixiviado apresenta grande quantidade de matéria orgânica dissolvida, com altos valores de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio). Também é observado consumo significante de nutrientes (nitrogênio e fósforo) (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002; CASTILHOS JR,2003).

Na fase metanogênica, na ausência de oxigênio, as bactérias arqueas metanogênicas, consomem os compostos orgânicos simples formados na fase anterior. As arqueas são capazes de transformar o ácido acético e gás hidrogênio produzindo gás metano e dióxido de carbono. Devido ao consumo dos ácidos voláteis, o pH do lixiviado tende a aumentar para valores próximo a neutralidade, possibilitando a precipitação de metais tóxicos. Nessa fase, a DBO se apresenta em baixa, enquanto a DQO continua relativamente elevada, indicando uma menor biodegradabilidade do lixiviado. Explicando assim, a alta recalcitrância de lixiviados de

formação antiga e a pouca eficiência no tratamento por meio de processos biológicos (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002).

A última fase do processo de decomposição dos resíduos é a fase de maturação final, no qual ocorre após a maior porção do material orgânico biodegradável tenha sido transformada em CH_4 e CO_2. A produção de gases é reduzida de maneira significativa, pois a maior parte dos nutrientes presentes na massa sólida foram deslocados com o lixiviado no decorrer das fases de decomposição anteriores. O que permanece no aterro são substâncias orgânicas de baixa biodegradabilidade que são convertidas em moléculas de ácidos húmicos. Na maturação final é observada altas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos, o que dificulta seu tratamento por processos biológicos (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002; CASTILHOS JR,2003).

3.2.1. Características dos lixiviados

As características do lixiviado podem ser alteradas em função das características dos resíduos dispostos no aterro, como composição, teor de umidade, grau de compactação; além de fatores relativos às áreas de disposição dos resíduos, como idade do aterro, escoamento superficial e permeabilidade do aterro; bem como fatores externos, como fatores climáticos, precipitação e diferenciais de temperatura (TCHOBANOGLOUS et al., 1993; GOMES,2009).

Os lixiviados de aterro sanitário podem ser definidos como líquidos que percolam através dos resíduos sólidos removendo elementos dissolvidos ou em suspensão processados ao longo do processo de degradação. A norma brasileira NBR 8849/1985 (ABNT,1985) define chorume como sendo o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura, mau cheiro e elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Gao (2016) define o lixiviado como uma água residuária muito complexa, contendo concentrações excessivas de produtos biodegradáveis e não biodegradáveis, o que inclui matéria orgânica, fenóis, ácidos húmicos e fúlvicos; compostos orgânicos xenobióticos como pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos, fosfato, sulfeto e nitrogênio amoniacal. Também são encontrados metais tóxicos, como zinco, níquel, mercúrio, cádmio, cobre e cromo, que podem ser absorvidos por organismos aquáticos, por serem altamente solúveis, gerando problemas em toda a cadeia alimentar, por meio de processos de bioacumulação e bioamplificação (BOVE et al., 2015).

A elevada concentração destes compostos também é ocasionada por incorretas práticas na coleta, segregação e descarte dos resíduos sólidos (NAVEEN et al., 2017). Devido aos altos valores de DBO e DQO, a uma composição complexa e volume variável ao longo do tempo, os

lixiviados de aterros sanitários possuem como principal característica a difícil tratabilidade (KAMARUDDIN et al., 2015).

Na Tabela 1 pode ser encontrado a variação dos parâmetros físico-químicos do lixiviado encontrados por alguns autores em função da idade do aterro sanitário.

Tabela 1 – Variação da composição físico-química do lixiviado em função da idade do aterro.

Parâmetros (mg. L^{-1})	**Idade do Lixiviado de aterro sanitário (anos)**	
	0 - 5	>10
pH*	3 - 6	6,5 - 7,5
DBO_5	2000 – 30000	100 - 200
DQO	3000 - 60000	100 - 500
N-orgânico	10 - 800	80 - 120
N-amoniacal	1500-4250	250-700
Nitrato	5 - 40	5 - 10
P-total	100-300	10-100
Sólidos Suspensos Totais (SST)	200 - 2000	100 - 400

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous (1993) e Ziyang et al (2009)

*Unidade em $mg.L^{-1}$ não é aplicável para o parâmetro pH.

3.3. Tecnologias de Tratamento de Lixiviado

Para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, apresentam-se inúmeras tecnologias utilizadas, desde processos físico-químicos à processos biológicos, aeróbios e anaeróbios, visando um tratamento eficiente e financeiramente possível.

Renou et al. (2008) classifica o tratamento de lixiviados em três grupos, como a transferência de lixiviado, podendo ser o lixiviado recirculado no próprio aterro, ou o tratamento externo do percolado, como também o tratamento combinado do lixiviado com o esgoto sanitário em ETEs; por meio da biodegradação com processos aeróbios e anaeróbios; e por métodos físico-químicos, como oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação/floculação, sedimentação/flotação, membranas, processos oxidativos avançados e *stripping* de amônia.

Dentre os processos mais empregados no tratamento de lixiviados atualmente, encontram-se os processos biológicos. Podem ser utilizados sistemas aeróbios como lodo

ativado, lagoas aeradas e filtros biológicos, já em sistemas anaeróbios, encontram-se reatores anaeróbios de fluxo ascendente, lagoas anaeróbias e facultativas e filtros anaeróbios.

Entende-se que os processos biológicos sejam mais eficientes no tratamento de lixiviados de aterros sanitários em fase inicial de operação, pois comumente apresentam maior concentração de matéria orgânica biodegradável. Segundo Viana et al. (2007), o tratamento biológico de forma isolada tem se mostrado pouco eficiente para lixiviados de aterros mais antigos, devido às elevadas concentrações de N-amoniacal, cloretos e de compostos recalcitrantes.

Assim, tem-se sugerido a utilização de métodos físico-químicos para tratamento mais agressivo na redução de matéria orgânica dissolvida. Entretanto, os processos físico-químicos apresentam geralmente maiores custos operacionais quando comparados aos processos biológicos de tratamento (MARTTINEN et al., 2002).

De acordo com Moravia (2010) para maior eficácia no tratamento e remoção de poluentes específicos, as técnicas físico-químicas e biológicas podem ser utilizadas de maneira combinada, conduzindo as soluções convencionais para o tratamento de lixiviados em sistemas combinados. Contudo deve-se observar alguns aspectos do processo como a capacidade da ETE em receber o lixiviado, bem como a compatibilidade do processo de tratamento com as particularidades do percolado, a proporção de lixiviado em relação ao esgoto para não resultar em impactos negativos ao ecossistema, além do transporte do efluente até às estações (MANNARINO et al.,2011).

De acordo com Santos (2010), atualmente, o tratamento combinado caracteriza-se como uma alternativa técnica e econômica para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, sendo viáveis, principalmente para países em desenvolvimento. Pois, apresenta características como menor custo de operação, além de menor complexidade, quando comparada com outras tecnologias de tratamento.

Ao longo dos anos, diversas pesquisas foram desenvolvidas com o objetivo de determinar a proporção volumétrica ideal de mistura lixiviado/esgoto. McBean et al. (1995) admitem que a relação volumétrica capaz de ser aplicável é de 2% quando se deseja realiza um tratamento combinado. E que para processos de tratamento com lodo ativado com aeração prolongada em que se utilize lixiviados com DQO de até 10.000 mg L^{-1}, pode ser tratado em uma mistura percentual de até 5% em volume, sem que seja alterada à qualidade do efluente final.

Segundo Gomes et al. (2009), o tratamento combinado consiste na dosagem controlada do lixiviado na ETE, a fim de entender a relação ótima de mistura lixiviado/esgoto, que não

comprometa o processo de tratamento, devendo resultar em um efluente tratado que atenda aos padrões legais de lançamento.

3.4. Tratamento Biológico – Processo de Lodo Ativado

De acordo com Von Sperling (2016), o processo de lodo ativado é mundialmente utilizado para o tratamento de efluentes domésticos e industriais. Em resumo, o objetivo desse processo é a remoção da matéria orgânica solúvel e em suspensão existente nos efluentes, por meio da formação de flocos microbianos, na presença de oxigênio dissolvido. No processo biológico o esgoto afluente e o lodo ativado são misturados, agitados e aerados em tanques de aeração, para então os flocos se separem do esgoto por método gravitacional, em tanques de decantação ou sedimentação (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

Ainda segundo Von Sperling (2016), a biomassa utiliza a matéria orgânica presente no esgoto para o desenvolvimento do floco no reator biológico, ocorrendo logo após a sedimentação do lodo nos decantadores, permitindo um efluente final depurado, enquanto parte dos sólidos sedimentados são recirculados de volta para o reator, mantendo a concentração de biomassa, o que garante uma elevada eficiência do sistema. Na Figura 1 está representado um esquema simplificado do processo.

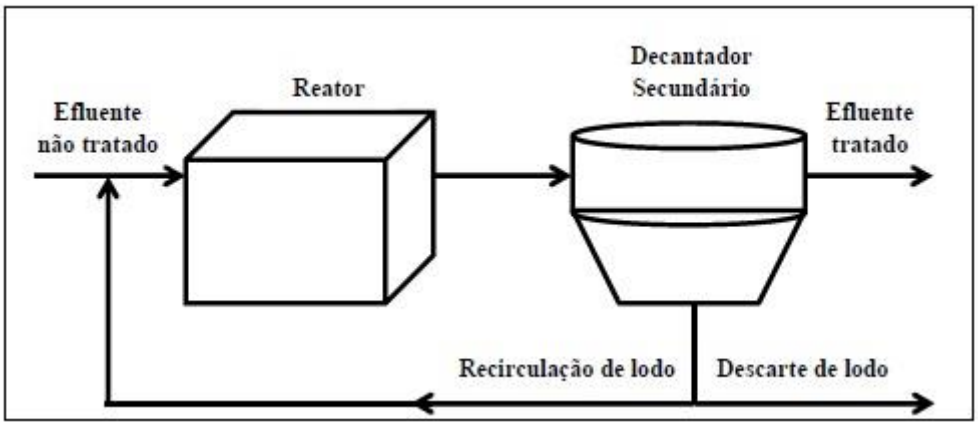


Figura 1 – Esquema simplificado do processo de lodo ativado. Fonte: Pereira (2018)

O processo de lodo ativado apresenta diferentes variantes, sendo os mais conhecidos: o sistema convencional e aeração prolongada. A Tabela 2 apresenta um comparativo entre vantagens e desvantagens das duas variantes principais.

Tabela 2 - Vantagens e desvantagens das variantes convencional e aeração prolongada

Sistema	*Vantagens*	*Desvantagens*
Convencional	- Elevada eficiência na remoção de DBO; - Nitrificação usualmente obtida; - Possibilidade de remoção biológica de N e P; - Baixos requisitos de área; - Processo confiável, desde que supervisionado; - Reduzidas possibilidades de maus odores, insetos e vermes; - Flexibilidade operacional.	- Baixa eficiência na remoção de coliformes; - Elevados custos de implantação e operação; - Elevado consumo de energia; - Necessidade de operação com maior controle; - Elevado índice de mecanização; - Relativamente sensível a descargas tóxicas; - Exige tratamento completo do lodo e da sua disposição final; - Possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis.
Aeração Prolongada	- Sistema com maior eficiência na remoção da DBO; - Nitrificação consistente; - Mais simples conceitualmente que lodo ativado convencional (operação mais simples); - Menor geração de lodo que lodo ativado convencional; - Estabilização do lodo no próprio reator; - Elevada resistência a variações de carga e a cargas tóxicas; - Satisfatória independência das condições climáticas.	- Baixa eficiência na remoção de coliformes; - Elevados custos de implantação e operação; - Sistema com maior consumo de energia; - Elevado índice de mecanização (embora inferior a lodo ativado convencional); - Necessidade de remoção da umidade do lodo e da sua disposição final (embora mais simples que lodo ativado convencional).

Fonte: VON SPERLING (2016)

No sistema de tratamento tradicional, um decantador primário é utilizado para a remover parte da matéria orgânica que encontra-se em suspensão, antes de entrar no reator, reduzindo o consumo de energia e o volume do reator biológico. Conforme Von Sperling (2016), essa estratégia resulta na redução dos requisitos de aeração, porém, faz-se necessária uma etapa de estabilização do lodo, pois o mesmo é retirado ainda jovem e pouco mineralizado, já que o tempo de retenção hidráulica (TRH) é baixo, de 6 a 8 horas, e a idade do lodo em torno de 4 a 10 dias.

No sistema de aeração prolongada, o TRH é de 16 a 24 horas e a idade do lodo de 18 a 30 dias, permanecendo a biomassa mais tempo no reator. O sistema continua recebendo a mesma carga orgânica, com isso o reator necessitará de maiores dimensões. Consequentemente, existirá menor concentração de matéria orgânica por unidade de volume e menor disponibilidade de alimento. Os microrganismos passam a metabolizar mais intensamente a

matéria orgânica existente em suas células (respiração endógena), o que gera um lodo mais rico em minerais, não necessitando de uma etapa de estabilização posterior (VON SEPERLING,2016; NASCENTES,2013; JORDÃO E PESSÔA, 2014).

3.4.1. Parâmetros Operacionais do Sistema de Lodo ativado

A Tabela 3 apresentam as principais características operacionais para o sistema de lodo ativado convencional e aeração prolongada, de acordo com Sant'anna Jr (2011).

Tabela 3 - Características operacionais do processo de lodo ativado

Parâmetro	**Unidade**	**Convencional**	**Aeração prolongada**
Relação A/M	kgDBO/kgSSV.d	0,2 - 0,5	0,05 - 0,15
Cv	kgDBO/m³.d	1 - 5	0,1 - 0,5
TRH *	h	6 - 8	16 - 24
Xe	mgSSV/L	2.000 - 4.000	3.000 - 6.000
Produção específica de lodo	$kgSSV/kgDBO_{removida}$	0,3 - 0,5	0,1 - 0,2
Consumo específico de oxigênio	$kgO_2/kgDBO_{removida}$	0,8 - 1,2	1,3 - 2,0
Razão de recirculação (r)	-	0,2 - 0,8	0,1 - 1,5
Idade de lodo (θc) *	d	4 - 10	18 - 30
Remoção de DBO	%	80 - 95	> 90
Nitrificação	-	Iniciada	Avançada

Fonte: SANT'ANNA JR (2011); *VON SPERLING (2016)

A seguir, são definidos os principais parâmetros operacionais do processo de lodo ativado.

3.4.1.1. Idade do Lodo (θ_c)

A idade do lodo, ou tempo de retenção celular, indica o tempo de permanência de cada partícula do lodo no sistema, sendo definido pela razão entre a massa de lodo existente no sistema e a massa de lodo descartada diariamente, definida pela Equação 3.

$$\theta_c = \frac{m_r}{w'} \quad (3)$$

Onde:

m_r = massa de lodo presente no reator

w' = massa de lodo biológico retirada do reator por unidade de tempo

3.4.1.2. Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)

O TRH é o tempo médio de permanência do efluente líquido no reator biológico aeração (BITTON, 2005), e pode ser calculado pela Equação 4.

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (4)$$

Onde:

V = Volume do reator

Q = Vazão afluente

3.4.1.3. Oxigênio Dissolvido (OD)

A aeração do processo de lodo ativado objetiva-se no fornecimento de oxigênio para os microrganismos presentes nos tanques de aeração, satisfazendo as necessidades metabólicas dos mesmos, além de proporcionar agitação suficiente para manter os sólidos em suspensão no reator (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

Segundo Sant'anna Jr (201), os processos aeróbios podem operar com teores de oxigênio de até 0,5 mg L^{-1}. De acordo com Von Sperling (2016), o OD deve ser mantido em valores superiores a 2 mg L^{-1} no reator para garantir um bom desempenho do sistema de

tratamento, sendo indicado a utilização de difusores que forneçam bolhas de ar com menor diâmetro, assim aumenta-se a área superficial disponível para a transferência de gases. A operação com níveis de OD mais altos não são prejudiciais, mas exigem maior aporte de energia que incidem nos custos operacionais do processo de tratamento.

3.5. Reator Biológico de Leito Móvel com biomassa aderida (MBBR)

O processo de tratamento conhecido com MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) baseia-se no desenvolvimento de biofilme em leito móvel para a degradação de matéria orgânica e remoção de nutrientes do esgoto sanitário (FUJII et al., 2013). O crescimento microbiano ocorre aderido a um meio de suporte móvel, denominados de biomídias, que consiste em pequenas peças plásticas de polietileno ou polipropileno, em diferentes configurações, com densidade ligeiramente inferior à da água, mantendo-se em suspensão na massa líquida. Assim, por meio da turbulência ocasionada pela aeração, as biomídias encontram-se em movimento contínuos nos tanques de aeração (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

No sistema MBBR o enchimento dos retores com as mídias plásticas, pode ser alterada conforme desejado, embora sejam recomendadas frações de enchimento menores que 70%, de modo a permitir condições adequadas de mistura, além de propiciar boa movimentação dos suportes no tanque de aeração, evitando assim problemas relacionados à hidrodinâmica, o qual pode apresentar efeito decisivo na espessura de camada do biofilme, e portanto, no desempenho do processo (RUSTEN et al., 2006; SALVETTI et al., 2006).

Segundo Sant'anna Junior (2011), o principal objetivo da retenção de biomassa é disponibilizar uma comunidade microbiana mais diversificada e ativa no interior dos reatores. O conceito consiste em criar uma área superficial para o crescimento de biomassa e elevação do tempo de retenção celular. Esta tecnologia surgiu na Noruega na década de 80, visando melhorar o desempenho e a capacidade das estações de lodo ativado, sem aumentar o espaço físico dos reatores biológicos, visando o aumento da sua capacidade de remoção de matéria orgânica (ØDEGAARD,1994).

Andreottola et al. (2000) sugerem que o tempo de retenção hidráulica para remoção efetiva de DQO em um MBBR deve ser maior do que 5 horas.

Zilli (2013) estudou sobre a influência do TRH no desempenho de um reator MBBR, com objetivo principal de buscar a condição experimental que resultasse em um melhor funcionamento do processo MBBR variando os TRH de 8,33 e 12 horas, as respostas obtidas

evidenciaram que para melhor remoção de DQO (76% em média) e nitrogênio amoniacal (90% em média), deve ser empregado o TRH de 12 horas.

Desde sua criação, o MBBR foi estabelecido como uma tecnologia flexível, capaz de atender o tratamento de uma ampla gama de efluentes. Os reatores MBBRs tem apresentado bons resultados quando avaliados o potencial de remoção de matéria orgânica e nas etapas de nitrificação e desnitrificação. Na literatura encontramos estudos com de uso desse processo tratando efluentes industriais (VAIDHEGI, 2013), domésticos (WANG et al., 2006), com a abordagem na remoção de fármacos (BRINKLEY, J.; JOHNSON, C. H.; SOUZA, 2007) e nutrientes (ZINATIZADEH; GHAYTOOLI, 2015).

A aplicação dessa tecnologia possibilita a obtenção de um sistema mais robusto e compacto, com o intuito de diminuir as áreas utilizadas pelas Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs), reduzindo consumo de energia e utilização de produtos químicos, e uma importante redução nos custos de construção e operação das estações de tratamento (DEZOTTI et al., 2011).

Nos últimos 20 anos, o MBBR tem se estabelecido como um processo simples, porém robusto e flexível, além de ser uma tecnologia compacta para tratamento de efluentes que demonstra sucesso na remoção de nutrientes e matéria orgânica (WEF,2011). Ao longo dos anos os estudos e aplicabilidade da tecnologia tem demonstrado que a utilização do sistema MBBR tem se mostrado bastante eficiente no melhoramento do desempenho das estações de tratamento com lodo ativado (ØDEGAARD et al., 1994; WEF,2011). Com isso, a utilização desta técnica está em expansão pelo mundo, aumentando o número de estações que operam desta forma, uma vez que reúnem vantagens dos reatores aeróbios com biomassa suspensa e aderida, até mesmo nas estações de tratamento construídas com outras tecnologias, e com a adição das biomídias aumentaram suas capacidades de tratamento (RUSTEN et al.,2006).

3.6. Remoção Biológica de Nitrogênio

O nitrogênio é um nutriente essencial para todos os organismos, incluindo as bactérias heterotróficas que removem poluentes orgânicos das águas residuárias. O nitrogênio encontra-se no esgoto e no lixiviado sob forma de nitrogênio orgânico, como proteínas, ácidos nucléicos e/ou ureia; na forma de nitrogênio inorgânico, como íon amônio (NH_4^+) ou amônia livre (NH_3). Uma remoção efetiva de nitrogênio se baseia em processos biológicos realizados por bactérias autotróficas que promovem reações cujo objetivo final consiste na produção de nitrogênio na

forma gasosa que é liberada para atmosfera, por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação (METCALF & EDDY, 2016; JORDÃO E PESSÔA, 2014).

O processo de nitrificação consiste na primeira etapa do processo de remoção biológica do nitrogênio, em condições aeróbias. Ocorre em duas etapas, nas quais consistem na oxidação da amônia à nitrito (nitritação) e posteriormente na oxidação do nitrito a nitrato (nitratação), como demonstram as Equações 7 e 8. (JORDÃO E PESSÔA, 2014; METCALF & EDDY, 2016).

$$NH_4^+ + \frac{3}{2} O_2 \rightarrow NO_2^- + 2\,H^+ + H_2O + novas\ células \quad (7)$$

$$NO_2^- + \frac{1}{2} O_2 \rightarrow NO_3^- + novas\ células \quad (8)$$

As bactérias BOA, do gênero *Nitrosomonas, Nitrosococus e Nitrospira* são as principais responsáveis pela oxidação de amônia em nitrito. Já as bactérias BON (bactérias oxidadoras de nitrito) do gênero *Nitrospira, Nitrobacter, Nitrospina e Nitrococus* são responsáveis pela maior parte da oxidação de nitrito à nitrato (ZOPPAS et. al, 2016).

De acordo com Jordão e Pessôa (2014), sua eficiência pode ser impactada por algumas variáveis do processo como a quantidade de oxigênio dissolvido, a concentração nutrientes e de matéria orgânica, além da temperatura.

O processo de desnitrificação consiste na transformação de nitrato à nitrogênio gasoso, em condições anóxicas, passando por produtos intermediários, como mostra a Equação 9, processo que está verdadeiramente associado à remoção de nitrogênio. No processo de transformação de nitrogênio na forma de NO_3^- é reduzido em duas etapas pelas bactérias heterotróficas. Organismos heterotróficos, como as *Pseudomonas*, utilizam o nitrato como fonte de oxigênio e reduzem o íon nitrato a gás nitrogênio em presença de compostos carbonáceos biodegradáveis. A matéria orgânica, como fonte de carbono, funciona como doador de elétrons, enquanto os íons NO_3^- e NO_2^- atuam como aceptores de elétrons na cadeia respiratória (METCALF e EDDY, 2016; VON SPERLING, 2016).

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2 \quad (9)$$

Segundo Sant'anna Jr (2011), havendo controle do OD (níveis baixos) e do suprimento da fonte de carbono, os processos de nitrificação e desnitrificação podem ocorrer simultaneamente em um único reator.

As legislações e os órgãos ambientais estão cada vez mais rigorosos diante da problemática do lançamento de despejos contendo nitrogênio nas suas diversas formas. Sendo assim, a busca por processos mais eficientes e economicamente viáveis tem recebido atenção mundial, visando, por meio da remoção destes compostos nitrogenados, a proteção dos corpos receptores e o controle da eutrofização (HENZE et al., 2008).

Atualmente, o processo de remoção biológica de nitrogênio é amplamente utilizado para tratar lixiviado de aterro sanitário devido ao seu baixo custo (TENG et al., 2021). A eficácia da remoção de nitrogênio nos processos de tratamento de lixiviado de aterro combinado ao esgoto sanitário, necessita de maiores precauções, visto que a adição do lixiviado pode significar em um aumento considerável de material nitrogenado ao esgoto. Ainda assim, a Resolução CONAMA 430 de 2011 (BRASIL, 2011), que complementa a Resolução CONAMA 357 de 2005, não estabelece limites ao parâmetro nitrogênio amoniacal para o lançamento de efluentes de ETEs que recebem lixiviado de aterro sanitário. Na NOP-INEA-45 (INEA,2021) que estabelece critérios e padrões de lançamento de esgoto sanitário, o valor máximo permitido de lançamento de nitrogênio amoniacal total deve ser de 20 mg N L^{-1} em corpo hídrico lótico, e valor máximo permitido de 10 mg N.L^{-1} para corpos lênticos.

Alternativas ao tratamento convencional, vem sendo pesquisadas ao longo das décadas, como novas estratégias tecnológicas para o aumento de eficiência e redução de custos, sendo a remoção autotrófica de nitrogênio uma alternativa com grande potencial no tratamento de água residuárias. Entre esses processos pode-se citar a desnitrificação aeróbia, a oxidação anaeróbia do amônio, nitrificação parcial-Anammox (*Anaerobic ammonium oxidation*), a desnitrificação por bactérias nitrificantes litoautotróficas, dentre outros (KULIKOWSKA, 2012).

3.7. Remoção Biológica do Fósforo

O fósforo é um elemento pertencente ao grupo dos metalóides. Um mineral abundante e bem distribuído no globo terrestre. Apresenta-se habitualmente na forma de sais, denominados fosfatos. Exerce papel crucial na fotossíntese, reprodução e na geração de energia para produção vegetal (SOUZA *et al.*, 2007).

O fósforo se apresenta nos esgotos domésticos predominantemente sob a forma de fosfatos, com concentração média típica próxima de 10 mg L^{-1}, advindas da utilização de detergentes produzidos a base de fósforo (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Além disso, o fósforo aparece em águas naturais devido principalmente ao despejo de efluentes sanitários, sendo os detergentes que são utilizados em larga escala domesticamente um dos principais constituintes. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, químicas em geral, conservas alimentícias, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais, por conta da aplicação de fertilizante no solo (VON SPERLING, 2016).

Segundo Von Sperling (2016), o fósforo é um dos nutrientes essenciais para o crescimento dos microrganismos, pois favorece a estabilização da matéria orgânica, além de ser fundamental para o crescimento da fauna subaquática. Porém, a disponibilidade excessiva deste nutriente em corpos hídricos pode provocar o processo de eutrofização. Eutrofização é definida por Braga (2005), como o enriquecimento das águas com os nutrientes necessários para o crescimento da vida vegetal aquática, um processo natural e lento, sendo acelerada pelas intervenções humanas.

As legislações ambientais estão cada vez mais proibitivas, desde os processos de liberação para uso da água até os padrões e limites para o lançamento de efluentes nos corpos hídricos, para minimizar os impactos ambientais (AQUIM, 2009). Conforme a Resolução n° 430, de 13 de maio de 2011, que complementa a Resolução n° 357, dispõe as condições e os padrões para o lançamento de efluentes em corpos hídricos. O gerenciamento torna-se factível a adoção de medidas que assegurem o tratamento e remoção de contaminantes que possam resultar em riscos ao meio ambiente, às comunidades, além de aspectos sociais, estéticos e econômicos envolvidos. Pela NOP-INEA-45 (INEA,2021), o valor máximo permitido será de 1mg P L^{-1} para lançamento em corpos receptores lênticos, e 4 mg P/L para corpo hídrico lótico.

Para a remoção do fósforo de efluentes deve-se recorrer a processos físico-químicos e a processos biológicos. Nos processos físico-químicos destacam-se as precipitações químicas, nas quais o fósforo é precipitado nas formas de fosfato. Implementar estudos e modificações nos processos de tratamento, como a precipitação do fósforo, pode ser o melhor caminho para o desenvolvimento de novos métodos. Existe a utilização no processo de precipitação com cal hidratada ($Ca(OH)_2$), onde o fósforo se precipita na forma de hidroxiapatita ($Ca_5(OH)_4(PO_4)_2$), entretanto, este processo não se mostra eficiente para uma ampla faixa de concentrações, constitui um tratamento mais barato, porém de rendimento inferior (PIVELI, 2016).

Há um considerável interesse prático em recuperar fósforo pelas autoridades legisladoras dos meios hídricos, indústrias de fertilizantes, e órgãos reguladores (LUNDIN et al., 2004). Processos para remoção de fósforo de efluentes são baseados na separação e

conversão em um produto, com possível aplicação fertilizante. A remoção do fósforo se dá por intermédio de uma transferência de massa da fase liquida para fase sólida, como sal insolúvel ou adsorvido a um material com afinidade por fósforo (DE-BASHAN & BASHAN, 2004).

3.8. Emissões de Óxido Nitroso em Estações de Tratamento

O óxido nitroso (N_2O) é o segundo composto de nitrogênio mais abundante na atmosfera terrestres e origina-se de fontes naturais e antrópicas. O N_2O é um dos componentes naturais da atmosfera, e sua fonte natural mais importante é a desnitrificação. Exerce importante papel no controle do ozônio estratosférico bem como na temperatura da superfície terrestre. A concentração atmosférica do N_2O tem aumentado como resultado das atividades humanas, influindo diretamente no ciclo natural do nitrogênio. É um dos principais gases contribuintes para o efeito estufa antrópico, e sua concentração na atmosfera vem aumento significativamente, corroborando a importância de se desenvolver métodos e tecnologias para medição e controle das emissões deste gás (FORSTER, 2007; CRUTZEN et. al.,2007).

O crescimento populacional resulta significativamente na crescente urbanização e na maior demanda na produção de alimentos, dispondo assim uma maior quantidade de nitrogênio para o meio ambiente, resultante da utilização de fertilizantes, produção de maior volume de esgoto sem o devido tratamento, o que entra como os maiores causadores antrópicos de emissão de N_2O (RIBEIRO, 2017). Segundo o relatório de mudança do clima (IPCC, 2020), atividades de agricultura, floresta e outros usos da terra foram responsáveis por cerca de 81% das emissões de N_2O provenientes de atividades humanas em todo o mundo entre os anos de 2007 e 2016.

A remoção biológica do nitrogênio resulta na geração de N_2O, por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação nos sistemas de tratamento de esgoto. Devido a geração deste gás tanto no processo de nitrificação durante a fase de nitritação, quanto como um intermediário na desnitrificação (KAMPSCHREUR et. al., 2009).

Durante a nitrificação o N_2O é um subproduto da oxidação do NH_4^+ a nitrito (NO_2^-), em condições aeróbias, como demonstrado na Figura 2.

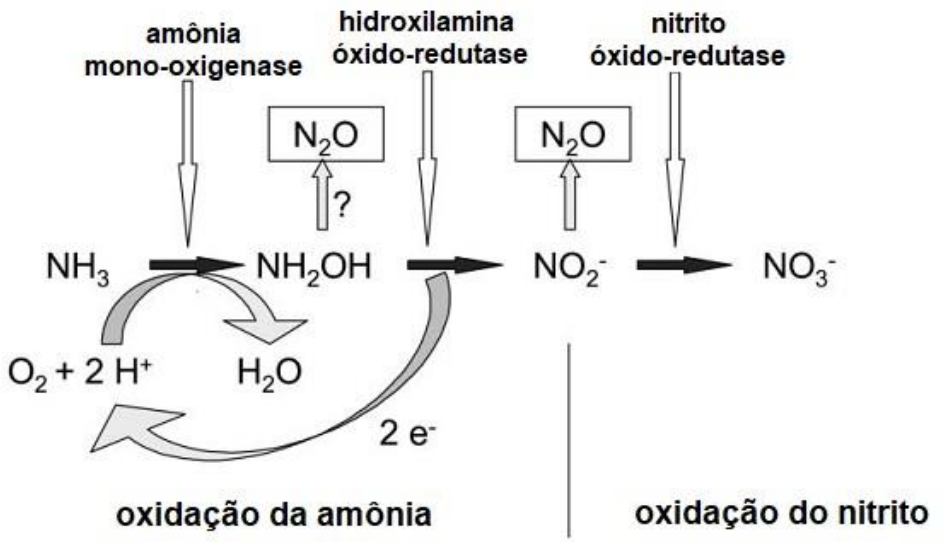


Figura 2 – Mecanismo do processo de nitrificação – Formação do N_2O. Fonte: Wrage et. al. (2001)

Já no processo de desnitrificação, o N_2O é um intermediário durante a redução do nitrato (NO_3^-) a nitrogênio gasoso (N_2), em condições anóxicas, como pode ser observado na Figura 3.

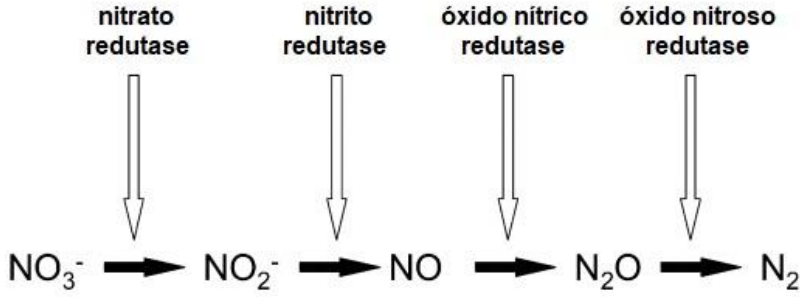


Figura 3 – Mecanismo do processo de desnitrificação – Formação de N_2O
Fonte: Wrage et. al. (2001)

A emissão de N_2O diretamente pelo tratamento de efluentes é significativa, sendo sua mitigação, um pré-requisito para alcançar uma gestão sustentável no tratamento das águas residuárias.

Em estudo realizado por Czepiel et al. (1995), observaram que aproximadamente 90% das emissões de N_2O foram provenientes de tanques de aeração, sendo o processo de desnitrificação o principal responsável pelas emissões. Brotto et al. (2010), também apontaram

que 90 % das emissões de N_2O foram advindas de tanques de aeração de uma ETE de lodo ativado por aeração prolongada. Ribeiro et al. (2017) verificaram que estações de tratamento que não admite remoção biológica de nitrogênio, apresentam maiores emissões de N_2O. Nesse estudo, também foi constatado aumento nas emissões de N_2O nos intervalos em que foi adicionado lixiviado de aterro ao esgoto sanitário no tratamento combinado.

O aumento da conscientização sobre as mudanças climáticas nos últimos anos tem levado muitas concessionárias de tratamento de água e efluentes e agências governamentais em todo o mundo a estabelecer metas de redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE) relacionados ao gerenciamento de águas residuárias. Nas estações de tratamento, as emissões de N_2O podem representar a maioria, até 83%, da pegada de carbono global da planta da estação, sendo a mitigação de primordial importância para cumprir tais metas (DAELMAN et. al.,2013; DESLOOVER et al., 2011).

Segundo Ribeiro et. al. (2021), as estratégias de monitoramento para redução de emissões de N_2O das estações de tratamento de efluentes, desempenham papel importante na regulação do clima da atmosfera. A mitigação das emissões de N_2O são de primordial importância para cumprir as metas de redução das pegadas de carbono das ETEs.

A quantificação da emissão de N_2O em processos de remoção biológica de nitrogênio de efluentes vem ganhando notoriedade nas pesquisas científicas. A quantidade emitida, que antes era considerada desprezível, vem sendo cada vez mais consolidada como um fator que deve ser contabilizado em balanços de nitrogênio nos processos de remoção do nitrogênio, o que se faz importante para desenvolver estratégias para a redução das emissões deste gás (GAO et al., 2016).

Diversos fatores intrínsecos ao tratamento biológico de remoção de nitrogênio podem intervir na produção e emissão de N_2O durante os processos de nitrificação e desnitrificação. Entre estes fatores encontra-se: a baixa concentração de OD na etapa de nitrificação, que proporciona maiores emissões de gás; o aumento de concentração de nitrito (NO_2^-) nas etapas de nitrificação e desnitrificação, fazendo aumentar a emissão de N_2O nesses processos; e a baixa razão de DQO e nitrogênio na etapa de desnitrificação, a disponibilidade limitada de carbono orgânico biodegradável aumenta a emissão do gás durante a desnitrificação (KAMPSCHREUR et. al., 2009).

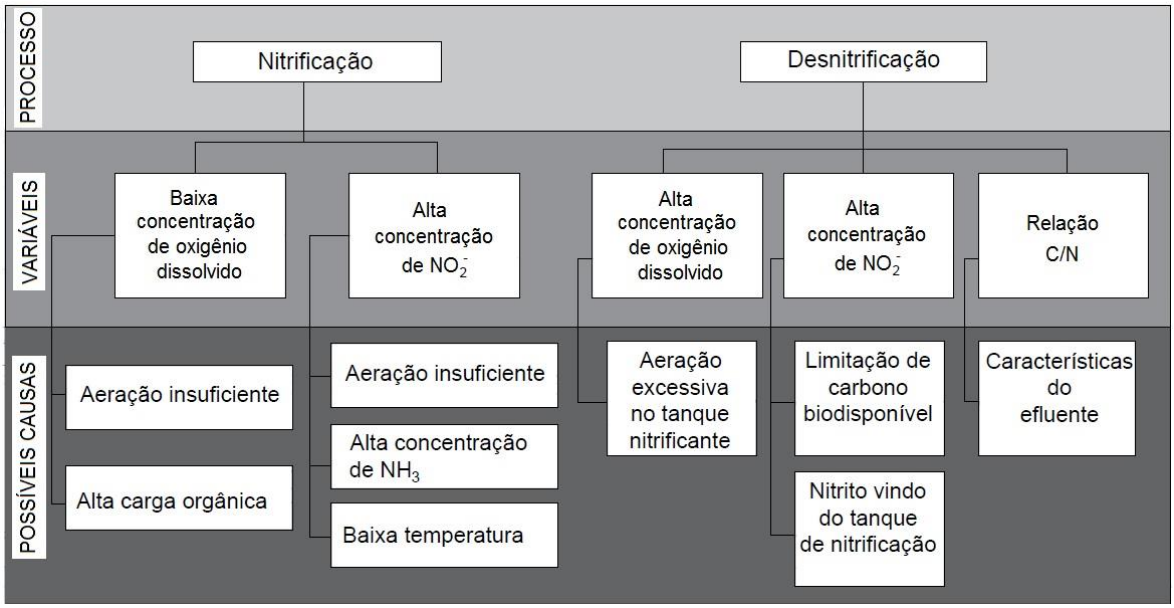


Figura 4 – Variáveis que potencializam a emissão de N_2O durante a remoção biológica de nitrogênio de efluentes e possíveis causas de influência. Fonte: (adaptado de KAMPSCHREUR et. al., 2009)

Diversas estratégias operacionais foram demonstradas em laboratório para reduzir efetivamente as emissões de N_2O do processo de remoção de nitrogênio (CHEN et al., 2016; MASSARA et al., 2017; ZENG et al. 2019; CHEN et al., 2019), como controle de OD durante os processos de nitrificação e desnitrificação para restringir a geração de N_2O; mudança nos regimes de alimentação, de aeração e dosagem de carbono.

A produção e emissão de N_2O em diferentes condições e processos apresentam uma elevada variação. Portanto, é de suma importância o avanço nos estudos que visem quantificar e determinar mais precisamente as causas e condições específicas que favorecem ou dificultam a emissão de N_2O nos processos de tratamento de águas residuárias (BORTOLI et. al., 2012).

3.9. Granulados Bioclásticos

Os Granulados Bioclásticos marinhos são constituídos por algas calcárias, areias e fragmentos de conchas, que servem de substrato para a fixação de algas foliares, como exemplo, as espécies de alga *Lithothamnium Calcareum*, comumente encontradas no litoral brasileiro, é um dos principais constituintes dos recifes e corais marinhos desenvolvidos em diversas regiões oceânicas (DIAS, 2000). Os também chamados calcários bioclásticos

marinhos, são uma alternativa ao calcário continental muito utilizado no processo de tratamento de efluentes por apresentar elevado potencial de adsorção de alguns íons (DA SILVA ALMEIDA et al., 2021; VENEU et al., 2019, 2023). Como possuem alta porosidade e elevada área superficial, os granulados bioclásticos tem atraído interesse para seu uso como adsorvente no tratamento de efluentes (CALETTI, 2017).

3.9.1. *Lithothamnium calcareum*

A espécie *Lithothamnium calcareum*, é uma alga marinha, que pertence à ordem das Corallinaceas e da família das Hapalidiaceae, segundo o sistema de classificação taxonômica de algas AlgaeBase (GUIRY & GUIRY, 2009). O *Lithothamnium* cresce naturalmente no meio marinho, com variadas profundidades. Em geral, o *Lithothamnium* possui aspecto calcário, já que carbonatos de cálcio e magnésio se depositam na parede celular dessas algas na forma de cristais de calcita, o que representa cerca de 90% da biomassa, além de possuir mais de 20 micro e macroelementos, em quantidades variáveis, principalmente ferro, magnésio, boro, níquel, cobre, zinco, molibdênio, selênio e estrôncio (DIAS, 2000).

As algas calcárias apresentam diversas aplicações comerciais, em maior volume na agricultura, para a correção do pH, além de otimizar o balanço físico-químico dos solos e favorecer o ambiente para a microbiota, deixando-o mais fértil; na potabilização de águas para consumo e em águas residuárias; nas indústrias de cosméticos; para implantes em cirurgias ósseas, no combate a osteoporose; e na nutrição animal (DIAS, 2000).

Os granulados bioclásticos já são muito consumidos em diversos países. Na França, o maior explotador para uso industrial, a alga fossilizada começou a ser utilizada como fertilizante. Na Itália, Inglaterra, Irlanda e Japão também já investem neste material, na implementação nas rações de animais (MELO & MOURA, 2009).

As formas livres das algas calcárias, como os rodolitos mortos, como demonstrada na Figura 5, nódulos e seus fragmentos são viáveis para exploração comercial, sendo depósitos sedimentares não estabilizados, ocorre em subsuperfície, podendo ser extraídos pela técnica de dragagem. Após exploração, o *Lithothamnium* pode ser usado da sua forma natural, ou deve passar por um processo de beneficiamento composto de moagem, secagem, armazenamento, classificação granulométrica e ensacamento para a posterior comercialização (DIAS, 2000).

Figura 5 - Rodolito de *Lithothamnium calcareum*. Fonte: Algarea Mineração S/A (2016).

As reservas de calcário continentais são infindáveis, porém as reservas de carbonatos com elevada pureza correspondem a menos que 10%. Em contra partida, o *Lithothamnium* apresenta baixíssimas quantidades de impurezas, sendo esta uma grande vantagem para sua utilização, em relação ao calcário continental (DIAS, 2000).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos foram realizados nas instalações do Laboratório de Monitoramento Ambiental I - Águas e Efluentes do Departamento de Engenharia (DE), pertencente ao Instituto de Tecnologia (IT) da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) Campus Seropédica/RJ. As análises para determinação das emissões de N_2O foram realizadas no laboratório e no Instituto Federal do Rio de Janeiro (IFRJ) – Campus Nilópolis.

A pesquisa teve como principal objetivo avaliar o desempenho e as emissões de N_2O sob diferentes formas de tratamento de lixiviado de aterro combinado ao esgoto sanitário, utilizando a tecnologia de tratamento de lodo ativado com aeração prolongada, verificando os parâmetros de tratamento para garantir a eficiência do sistema.

O procedimento contou com a operação simultânea de três reatores contínuos em escala de bancada, para simular estações de tratamento, sendo um reator de lodo ativado (RLA), um de leito móvel de biomassa aderida (MBBR) e um de lodo ativado com adição de granulado bioclástico (RLAGB).

4.1. Sistema Experimental

Foram utilizados reatores com tanque de aeração com volume útil de 2L, e câmara de sedimentação de 0,5 L, sendo dotados de sistema de aeração composto por compressor de ar e difusores, como demonstrado pelas Figura 6 e 7.

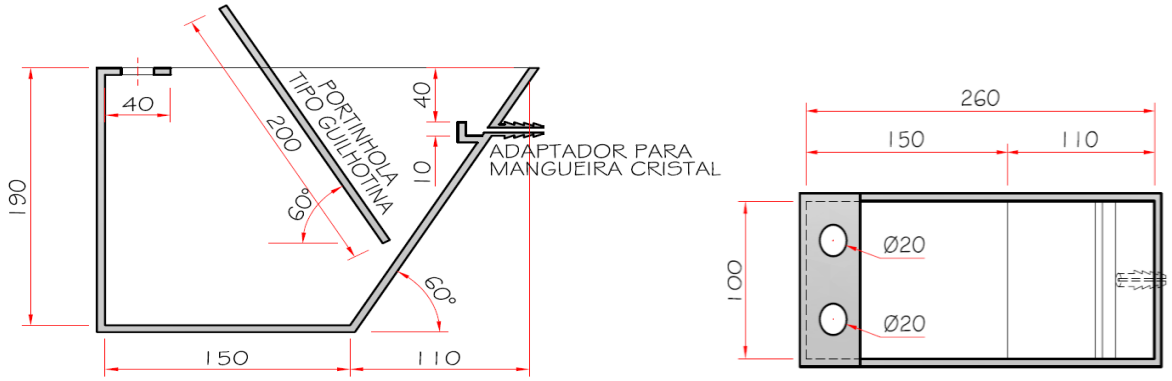


Figura 6 – Dimensões dos reatores utilizados no experimento (medidas em mm).

Fonte: Autor

Figura 7 – Reatores reais em escala de bancada, utilizados no experimento. Fonte: Autor

Os reatores foram alimentados com esgoto doméstico sintético, produzido no laboratório e acondicionado sob refrigeração, e lixiviado de aterro sanitário.

Para a partida do sistema, os reatores foram inoculados com lodo proveniente da estação de tratamento de esgoto (ETE) do condomínio residencial Granja Brasil, em Petrópolis. O dimensionamento da estação foi realizado pela BIOPROJ e seu projeto possui capacidade média de tratamento igual a 10 L s^{-1} (pico de 18 L s^{-1}), atendendo a uma população máxima equivalente de 5.000 habitantes, correspondendo a uma vazão per capta de 270 L hab^{-1} d^{-1}. Durante o processo, o esgoto sanitário segue de modo contínuo à estação, direto na elevatória de esgoto bruto e então é encaminhado à uma caixa de distribuição sendo dividido para os dois diferentes módulos da estação que possuem Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (UASB ou RAFA), Reator Aeróbio de Biofiltro (BAS) e Decantador Secundário. Após o tratamento em cada módulo, ambos são encaminhados para o canal de disposição ao corpo receptor. O lodo encaminhado para a pesquisa foi coletado do Biofiltro Aerado Submerso do Módulo 2.

Após a coleta, o lodo foi imediatamente transportado até o laboratório para inoculação e partida dos reatores. Cada reator recebeu 1L de lodo, posteriormente foram completados com esgoto sintético e iniciando a alimentação durante a etapa de aclimatação, como demonstrada na Figura 9.

A alimentação dos reatores foi realizada por bombas dosadoras, Controlador Digital da marca Exatta Bombas – modelo EXD Plus, com controlador de pulso por diafragma (Figura 8). Para a determinação da vazão adequada, foram realizados testes de vazão de saída da bomba conforme os pulsos emitidos. As bombas dosadoras permitiram controle de vazão da alimentação dos reatores de modo a garantir os tempos de retenção hidráulica utilizados para cada reator.

O TRH dos reatores foi determinado seguindo a vazão real das bombas dosadoras utilizadas. As bombas contam com vazão mínima determinada pelo fabricante para cada pulso, sendo o teste de vazão necessário para determinar a exata vazão de entrada relativa ao pulso emitido. Com isso, foi estabelecido o TRH de 21,11 horas para os reatores RLA e RLAGB, e TRH de 11,54 horas para o reator MBBR, valores aproximados aos recomendados pela literatura.

Figura 8 – Bombas dosadoras que controlaram a vazão de alimentação dos reatores**.** Fonte: Autor

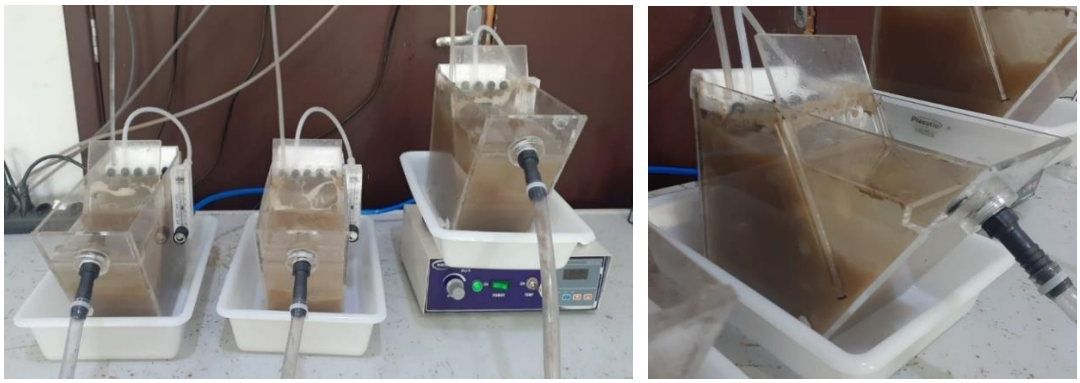


Figura 9 – Reatores inoculados com lodo de ETE. Fonte: Autor

A aeração foi promovida por compressor de ar da marca Motomil, modelo CMS-5, de 24L – isento de óleo (Figura 10-B). Para garantir entrada de ar igual e constante nos três reatores, foram instalados rotâmetros da marca SHLLJ (Figura 10-A) com capacidade máxima de 5 L min^{-1}, para medir e dosar a entrada constante de 2 L min^{-1} de ar, mantendo assim os mesmos parâmetros de funcionamento em cada reator.

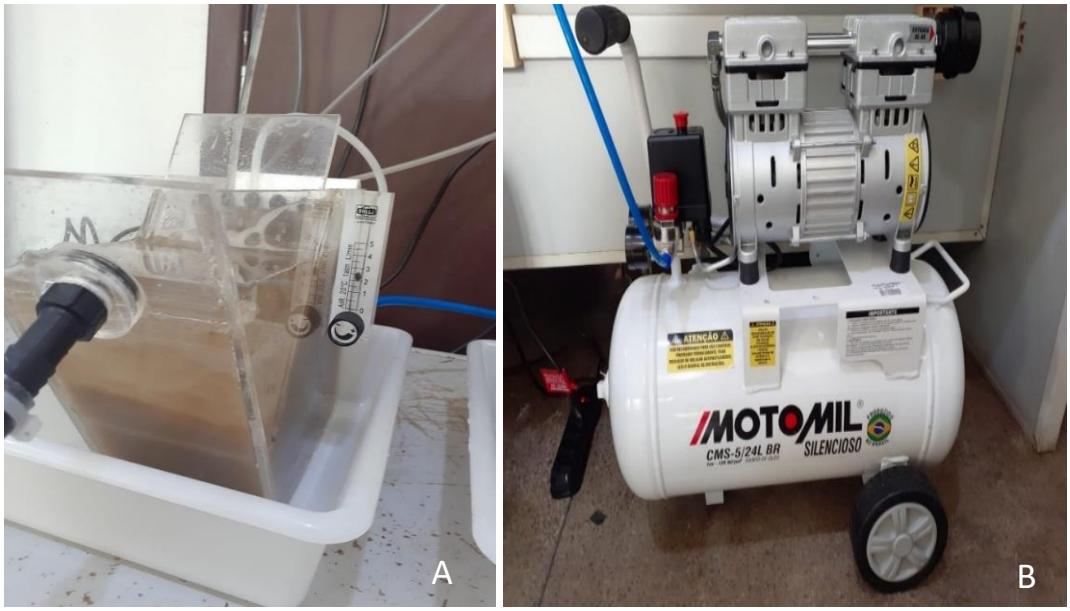


Figura 10 – Equipamentos para fornecimento de aeração constante – (A) rotâmetro, (B) compressor de ar. Fonte: Autor

O reator de lodo ativado (RLA) foi operado com biomassa em flocos e, neste trabalho, funcionou como controle, por ser a tecnologia mais consagrada e com ampla literatura técnico-científica disponível.

O reator de leito móvel de biomassa aderida (MBBR) teve 45% do seu volume preenchido com biomídias plásticas. O volume de biomídias foi determinado de acordo com a capacidade ótima de revolvimento do tanque de aeração, de acordo com suas dimensões. O volume das biomídias também foi adotado conforme trabalho desenvolvido por Brito (2019). As mídias plásticas foram fornecidas pela empresa MBBR Bioreatores Ltda, do tipo Anox Kaldness em polipropileno (resina nova), com volume de 6,14 cm^3 e densidade de 0,21 g cm^{-3}, como são demonstradas na Figura 11.

O emprego de um reator MBBR foi deliberadamente escolhido com o propósito de criar uma abordagem intermediária entre tecnologias já consolidadas e aquelas emergentes. Esta escolha foi realizada em paralelo à utilização dos GB, com o intuito de permitir uma

comparação mais precisa. A principal premissa por trás desta abordagem reside na seleção de um material inerte com uma superfície específica que sirva como referência para a utilização dos GB, que possuem afinidade com outros poluentes dentro do reator. No entanto, é importante notar que o estudo enfrentou limitações metodológicas, incluindo diferenças na superfície específica entre os GB e as biomídias utilizadas, bem como nos TRH dos reatores.

Figura 11 – Biomídias plásticas de polipropileno. Fonte: Autor

O reator lodo ativado com adição de granulado bioclástico (RLAGB), recebeu 20 g L^{-1} de granulado bioclástico, conforme estudado por Nogueira (2019). A massa do granulado foi balanceada, sempre que houvesse o descarte do lodo de excesso, repondo o granulado, garantindo assim uma concentração constante de granulado bioclástico ao longo da operação do reator. Sendo assim, foi realizada a reposição de 1,28 g L^{-1} d^{-1} de *Lithothamnium calcareum* no reator.

A vazão de ar de 2 L min^{-1} foi determinada de acordo com as condições de funcionamento dos reatores, a vazão mínima necessária para manter em circulação as biomídias plásticas e o granulado bioclástico utilizados nas tecnologias estudadas.

Na Figura 12, é possível observar o funcionamento completo do experimento, a entrada de alimentação pelas bombas dosadoras, o tratamento do afluente nos reatores, o fornecimento de aeração constante, bem como as saídas do efluente tratado de cada respectivo reator.

Figura 12 – Funcionamento completo da ETE. Fonte: Autor

4.2. Caracterização do *Lithothamnium calcareum*

O granulado bioclástico foi cedido pela empresa PrimaSea®, do estado da Bahia, localizada no Distrito Industrial Candeias. A empresa possui a maior reserva licenciada e em operação de *Lithothamnium calcareum* do mundo.

O material foi cedido em sua forma bruta, necessitando passar pelos processos de moagem e classificação granulométrica para sua utilização como meio de suporte no reator. A moagem foi realizada em um moinho de facas (Figura 13-A), para reduzir sua granulometria, e após este processo, uma fração do granulado, foi submetida ao processo de classificação granulométrica, em agitador eletromagnético (Figura 13-B) com peneiras para a separação em diferentes granulometrias.

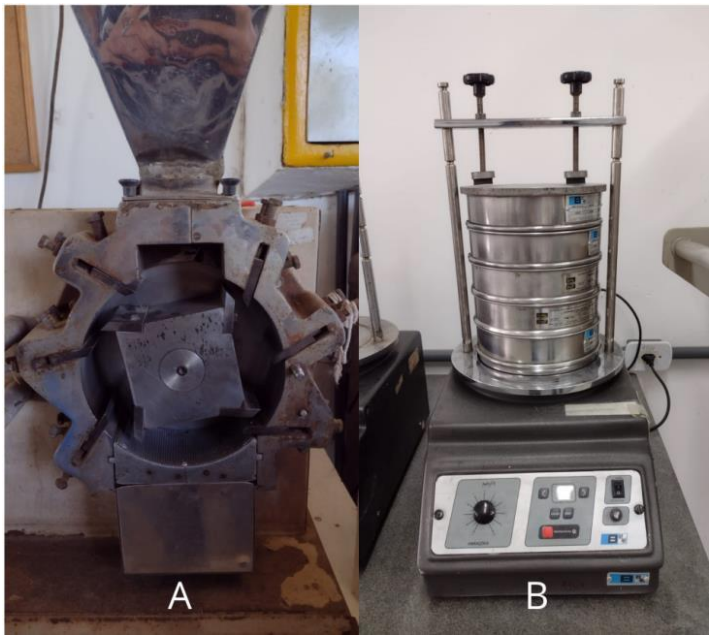


Figura 13 – Moinho de facas (A) e agitador eletromagnético (B) usados na moagem e classificação granulométrica. Fonte: Portella (2022)

A classificação foi realizada com uma alíquota de 530g da amostra após o processo de moagem, no agitador magnético por um período de 30 minutos sob agitação, separando as frações de acordo com o conjunto de cinco peneiras BERTEL de mesh Tyler 16 (1,19 mm), 20 (0,841 mm), 28 (0,6 mm), 48 (0,3 mm), 80 (0,177 mm), e o fundo do recipiente. A classificação foi realizada para a obtenção da faixa granulométrica de 0,3-0,6 mm, a qual foi utilizada neste trabalho, conforme descrito e utilizado nos ensaios de Caletti (2017).

4.3. Alimentação dos reatores

Foram avaliadas misturas lixiviado/esgoto de 0%, 0,5% e 1,0% do volume do reator, de modo a abranger faixas de mistura investigadas por diversos autores que pesquisaram o tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto doméstico (MCBEAN et al., 1995; DEL BORGHI et al., 2003; MANNARINO, 2010; NASCENTES, 2013; BOU et al., 2015; NASCENTES et al., 2016; BRENNAN et al., 2017; BOU et al., 2018; PEREIRA, 2018).

4.3.1. Esgoto Doméstico Sintético

O esgoto doméstico sintético foi preparado no laboratório com objetivo de evitar variações inerentes a amostragens em diferentes épocas. O esgoto sintético foi preparado de acordo com as recomendações de Bou et al. (2018), adaptadas às características físico-químicas dos esgotos brasileiros descritas por Von Sperling (2016).

O esgoto doméstico foi preparado frequentemente, de modo a garantir o funcionamento contínuo dos reatores, sendo acondicionado em bombona plástica e armazenado constantemente em geladeira, para minimizar sua degradação. A composição do esgoto sintético encontra-se detalhada na Tabela 4.

Tabela 4 – Composição do Esgoto Sintético para uma DQO média de 530 mg L^{-1}

Componente	**Concentração (mg/L)**
Peptonas de Caseína	360
Extrato de Carne	250
Ureia	100
Fosfato Monobásico de Potássio	26
Cloreto de Sódio	14
Cloreto de Cálcio di-hidratado	8
Sulfato de Mágnésio hepta-hidratado	4

4.3.2. Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado usado nos experimentos foi coletado de aterro sanitário de forma única e pontual, em período seco no mês de junho. O percolado foi coletado antes da entrada do sistema de lagoas de tratamento, acondicionado em uma bombona de polietileno de 50 L, onde permaneceu em temperatura ambiente durante a realização de todo o experimento.

4.4. Etapas Experimentais

A Tabela 5 apresenta um resumo das condições experimentais de cada etapa desenvolvida no experimento. O desenvolvimento experimental foi realizado em 4 etapas principais com a

operação dos reatores em modo contínuo, em escala de bancada, com funcionamento simultâneo, e uma etapa de teste de aumento de granulado bioclástico.

Tabela 5 – Condições Experimentais do experimento.

Etapa 1	**Etapa 2**	**Etapa 3**	**Etapa 4**	**Etapa 5**
Aclimatação	R1 – RLA	R1 – RLA	R1 – RLA	-
Inoculação da biomassa	R2 – MBBR	R2 – MBBR	R2 – MBBR	-
Lodo ativado	R3 – RLAGB (20g L^{-1})	R3 – RLAGB (20g L^{-1})	R3 – RLAGB (20g L^{-1})	R3 – RLAGB (40 e 80 g L^{-1})
Esgoto Sintético	Esgoto Sintético	Esgoto Sintético	Esgoto Sintético	Esgoto Sintético
-	-	Lixiviado (0,5% v/v)	Lixiviado (1,0% v/v)	Lixiviado (1,0% v/v)
-	Coleta de N_2O	Coleta de N_2O	Coleta de N_2O	-

A pesquisa foi desenvolvida de acordo com as seguintes etapas:

Etapa 1 – Aclimatação

Os reatores foram inoculados com o lodo de ETE e ficaram em período de aclimatação por 4 semanas para estabilização da biomassa. Os três reatores funcionaram nessa etapa como sistemas de lodo ativado com aeração prolongada, sendo alimentados somente com esgoto sintético.

Foi realizada a avaliação e controle dos parâmetros de qualidade, conforme descritos no item 5.5, sendo realizadas análises duas vezes por semana, em triplicata.

Etapa 2 – RLA / MBBR / RLAGB

Nesta etapa, cada reator iniciou seu funcionamento conforme as tecnologias estabelecidas. Sendo:

- Reator 1 funcionando como Reator de Lodo ativado (RLA),

- Reator 2 funcionando com Reator Biológico de Leito Móvel com biomassa aderida (MBBR), onde foram adicionadas biomídias plásticas,

- Reator 3 funcionando como Reator de Lodo Ativado com adição de granulado bioclástico (RLAGB).

Os três reatores operaram com aeração prolongada, sendo alimentados somente com esgoto sintético (0% v/v). Os reatores permaneceram em funcionamento nessa etapa por 68 dias. Foi realizada a avaliação e controle dos parâmetros de qualidade, conforme descritos no item 5.5, sendo realizadas análises duas vezes por semana, em triplicata, bem como o monitoramento da emissão de N_2O, sendo realizadas coletas de gás e N_2O dissolvido em meio líquido.

Etapa 3 – Alimentação com Esgoto sintético + 0,5% v/v de lixiviado

Nesta etapa, os reatores receberam alimentação contínua com esgoto sintético com adição de 0,5% de volume do reator com lixiviado de aterro sanitário. Foi realizado o monitoramento do reator por 22 dias nessa etapa. A avaliação e controle dos parâmetros de qualidade, conforme descritos no item 5.5, foram feitas por meio de análises realizadas duas vezes por semana, em triplicata, bem como o monitoramento da emissão de N_2O, sendo realizadas coletas de gás e N_2O dissolvido em meio líquido.

Etapa 4 – Alimentação com Esgoto sintético + 1,0% v/v de lixiviado

Nesta etapa, os reatores receberam alimentação contínua com esgoto sintético com adição de 1,0% de volume do reator com lixiviado de aterro sanitário. Foi realizado o monitoramento do reator por 22 dias nessa etapa. A avaliação e controle dos parâmetros de qualidade, conforme descritos no item 5.5, foram feitas por meio de análises realizadas duas vezes por semana, em triplicata, bem como o monitoramento da emissão de N_2O.

Etapa 5 – Aumento de GB no reator RLAGB – Fase Teste

Ao final do experimento foi realizada uma etapa teste, com o objetivo de verificar a influência do GB na remoção de nutrientes e matéria orgânica no tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto sanitário.

Nessa etapa foi utilizado somente o RLAGB, com alimentação contínua de esgoto sintético e 1,0% (v/v) de lixiviado, onde foi realizado um teste de aumento de granulado bioclástico, sendo inserido no reator 40 g L^{-1} e realizado seu monitoramento, e após este teste foi aumentada a massa de GB para 80 g L^{-1} de *Lithothamnium calcareum*, com objetivo de avaliar melhores remoções de P e DQO do reator.

O reator permaneceu em funcionamento por 10 dias subsequentes, e foram avaliados os parâmetros de P e DQO, conforme descritos no item 5.5, sendo realizadas análises diárias, em triplicata.

Ao longo de todo o experimento foi realizada a retirada diária de 66,67 mL da mistura do reator para garantir a idade do lodo de 30 dias.

Em alguns momentos do experimento, foi observada a perda de biomassa do reator, desse modo o descarte levou em conta a análise e verificação da quantidade de sólidos suspensos totais (SST) presentes no reator, estabelecendo a média de 3500 mg L^{-1} de sólidos, de acordo com a faixa comumente recomendada e utilizada em sistemas de lodo ativado. Assim quando o valor de sólidos era inferior a essa média, o lodo não era descartado do reator.

Essa perda de biomassa pode estar relacionada a dois fatores principais que ocorreram ao longo do experimento, como a falta de energia e a entrada de lixiviado na alimentação. Nesses períodos, não houve a retirada de lodo dos reatores. Unidades experimentais que simulam o processo de lodo ativado vêm sendo utilizadas para obtenção de dados experimentais. No entanto, o uso de um sedimentador interno, como o utilizado no experimento, dificulta o controle da concentração de sólidos na zona aerada dos reatores, não simulando adequadamente a recirculação que ocorre em unidades de escala real. Entretanto, a verificação das condições operacionais de sistemas de lodo ativado já foi realizada com êxito por alguns autores com unidades similares ao utilizado no experimento.

Para garantir a concentração de 20 g/L de granulado bioclástico no interior do RLAGB durante todo o experimento, foi necessário realizar a reposição diária do material, ou sempre que realizado o descarte de lodo excedente. A equação proposta por Eckenfelder (Equação 10), foi utilizada para o cálculo de reposição, sendo necessário inserir 1,28 g L^{-1}.

$$X_{ca} = \left(\frac{X_{ci} \cdot \theta_c}{TRH}\right) \quad (10)$$

Onde:

X_{ca} = Concentração de granulado dentro do reator (g L^{-1});

X_{ci} = Quantidade de material para reposição (g L^{-1});

θ_c = idade do lodo (d);

TRH = Tempo de retenção hidráulica (d)

Ao longo do monitoramento das etapas experimentais, foram coletadas amostras de afluente (esgoto bruto), efluente tratado e licor misto (mistura do tanque de aeração do reator) para a realização das análises dos parâmetros operacionais normalmente verificados no sistema de tratamento, as análises físico-químicas, além das amostragens de coleta de N_2O emitido pelo reator e o dissolvido na solução. Em cada fase foram realizadas duas amostragens por semana, em triplicata para cada parâmetro analisado.

4.5. Metodologias Analíticas

As amostras coletadas no período de monitoramento das etapas do processo, foram analisadas imediatamente após a coleta. Na Tabela 6 estão apresentadas as metodologias usadas para as determinações dos parâmetros no monitoramento dos reatores.

Tabela 6 – Metodologias Analíticas Empregadas

Parâmetro	Amostras	Método (APHA, 2012)	Equipamentos
DQO	Afluente e Efluente	5220-D	Espectofotômetro. Marca:HACH. Modelo: DR3900
SST	Licor misto	2540-D/E	Balança Analítica. Marca: Bel Equipamento Analíticos. Modelo: MARK M214 / Estufa. Marca: DeLeo
Turbidez	Afluente e Efluente	2130-B	Turbidímetro. HANNA Instrumentos. Modelo:HIS3703
Cor	Afluente e Efluente	2120-C	Espectofotômetro. Marca:HACH. Modelo: DR3900
P-Total	Afluente e Efluente	4500P-C	Espectofotômetro. Marca:HACH. Modelo: DR3900
N-amoniacal	Afluente e Efluente	4500N-C	Espectofotômetro. Marca:HACH. Modelo: DR3900
OD	Licor misto	-	Medidor de oxigênio dissolvido. Marca: LUTRON.
pH	Afluente, Efluente e Licor misto	-	Peagâmetro. Marca: Simpla. Modelo: PH140
Temperatura	Licor misto	-	Medidor de oxigênio dissolvido com Termômetro digital. Marca: LUTRON. Modelo:
N_2O	Emissões e Licor misto	-	Cromatógrafo gasoso. Marca: Shimadzu. Modelo: GC-2014

Preliminarmente, foi estabelecida a curva-padrão de calibração de cada parâmetro determinado. As curvas foram obtidas a partir de solução padrão conhecida, de 1000 mg L^{-1}, da marca Alfakit, para cada um dos parâmetros analisados (DQO, P-total e N-amoniacal). Foram preparadas soluções de diluição conforme estabelecidas no Método SMEWW – Standart Methods for examination of water and wastwater (2012), estabelecendo pontos de concentração de diluição dentro dos limites de quantificação inferior e superior. Com base na análise em espectrofotômetro da absorbância, pode-se realizar a análise gráfica verificando a linearidade do método e calcular o fator de conversão entre os valores de absorbância e concentração (mg L^{-1}). A partir dos dados experimentais foi possível determinar os parâmetros do modelo de ajuste linear.

As análises foram determinadas por método colorimétrico, com o uso de kits da marca Alfakit, obedecendo os procedimentos padrão de análise, para cada parâmetro de qualidade analisado, como demonstrado na Tabela 6.

A eficiência de remoção dos processos de tratamento em cada etapa, com base nos parâmetros de qualidade analisados, foi calculada de acordo com a Equação 12.

$$\text{Eficiência de remoção (\%)} = \left(\frac{X_{entrada} - X_{saída}}{X_{entrada}}\right) \cdot 100 \qquad (11)$$

Onde:
X = Representação dos valores obtidos dos parâmetros de qualidade.

4.6. Amostragem do Óxido Nitroso (N_2O)

O monitoramento das emissões de N_2O foi realizado durante 3 etapas do experimento (Etapa 2, Etapa 3 e Etapa 4). Todas as coletas foram realizadas entre 9 e 11 horas da manhã.

Na Fase 2, foram realizadas 4 coletas, uma vez por semana em duplicata, gerando um total de 48 amostras.

Nas Fases 3 e 4, o monitoramento foi realizado por 3 semanas. Na primeira semana foram realizadas 5 coletas, uma por dia, afim de verificar o comportamento dos reatores frente ao primeiro contato com os volumes de lixiviado (0,5 e 1,0%), com total de 60 amostras. Na segunda e terceira semana foram realizadas 2 coletas por semana, em duplicata. Para cada fase foi realizado um total de 108 amostras.

Os processos para o monitoramento do N_2O emitido foram realizados somente nos tanques de aeração dos reatores, na fase aeróbia, baseando-se nos estudos de Czepiel et al. (1995) e Brotto et al. (2010), que concluíram ser nos tanques de aeração as maiores emissões de N_2O nas estações de tratamento de esgoto. Nos tanques de aeração também foi monitorado o N_2O dissolvido no meio líquido.

O monitoramento das emissões foi realizado pelo método do funil invertido para a coleta de N_2O em superfícies turbulentas utilizado por Brotto et al. (2010), com adaptação das medidas dos reatores utilizados neste trabalho.

A técnica do funil invertido permite captar as bolhas de ar que se desprendem da superfície do lodo aerado, com a finalidade de determinar a concentração de N_2O para calcular a emissão do gás em unidades aeradas das estações de tratamento.

O funil conectado a uma mangueira foi inserido na posição emborcado dentro do reator e parcialmente submerso no meio líquido. Na outra extremidade da mangueira conectou-se uma torneira de três vias, em uma saída foi acoplada uma seringa de 20 mL, a fim de aspirar os gases emitidos, e na terceira via foi acoplada uma mangueira de aproximadamente 2 m para saturação. O tamanho da mangueira foi calculado de modo a garantir a saturação do gás no equipamento, assegurando não haver diluição do ar capturado pela seringa proveniente do ar atmosférico, e para que no momento da coleta da amostra não houvesse pressão negativa sobre o líquido contido no funil, forçando a captação do N_2O. A adaptação dessa mangueira garante que a concentração de gás, seja próxima a concentração representativa das bolhas que se desprendem no interior do funil.

Após a imersão parcial do funil em cada reator para a coleta de amostra, aguardou-se pelo menos 1 minuto até o início da amostragem, tempo para o preenchimento do volume de ar oriundo das bolhas por pelo menos 3 vezes superior ao volume do *headspace* do funil e da mangueira de captação (~115 mL), bem como a mangueira de saída para saturação do ar (~50 mL).

A cada coleta, a amostra de gás era transferida imediatamente da seringa, por meio de uma válvula de três vias, para frasco de vidro, que continha solução salina preprarada previamente. O frasco foi lacrado e vedado para não haver perda gasosa e foram mantidos sob refrigeração até o momento da análise.

Para a determinar o N_2O dissolvido no meio líquido, foi utilizada a técnica do equilíbrio em *headspace* da seringa. A mesma técnica usada por Guimarães e de Mello (2008) para água do mar e é também similar à empregada por Czepiel et al. (1995) para extração de N_2O do esgoto em ETEs. A análise resumiu-se na coleta de amostra de licor misto de cada reator em uma seringa de 60 mL. A seringa foi preenchida com 30 mL de licor misto, e seu volume completado com ar atmosférico. Em seguida, a seringa foi agitada manualmente por 200 vezes, conforme Brotto (2010) e Ribeiro (2013), com a finalidade de transferir o N_2O presente no meio líquido para a fase gasosa. O ar contido no *headspace* da seringa foi transferido para outra seringa vazia, interligada por meio de uma válvula de três vias e, por conseguinte, o ar foi transferido para um frasco de vidro, preparado com solução salina preliminarmente, lacrados e vedados.

As amostras coletadas foram mantidas sob refrigeração (± 4ºC) até o momento da análise, e para a realização das análises de N_2O, foram encaminhadas para o laboratório do IFRJ/ Campus Nilópolis, acondicionadas em caixas térmicas de polietileno (tipo cooler) para não haver diferença de temperatura e pressão até a chegada ao laboratório.

As amostras de gás foram analisadas usando um cromatógrafo gasoso – Shimadzu, modelo GC-2014 Greenhouse, com volume de injeção de 1 mL, com o modo de injeção full loop. O cromatógrafo equipado de uma coluna empacotada com Porapak-Q, mantida a 80 °C, e munido por um detector de captura de elétrons (^{63}Ni), operado a 325 °C, e ionização de chamas, operado a 250 °C. Foi utilizado N_2 ultrapuro (99,99%) como gás de arraste, e argônio com 5% de metano como gás de make-up, numa vazão de 40 mL min^{-1}. A curva analítica foi construída utilizando padrões de 313, 517, 1010 e 4988 ppb (White Martins Ltda).

4.6.1. Cálculos de Emissão e Concentração de N_2O

Para calcular os valores da taxa de emissão (TE) de N_2O emitido na superfície do reator, utilizou-se a Equação 12, conforme Brotto et al. (2010). A TE é calculada pelo produto da vazão total de ar injetado (Q) no tanque de aeração pela diferença entre a concentração de N_2O nas bolhas que se desprendem na superfície do lodo, amostradas pela técnica do funil invertido, e a concentração de N_2O atmosférico, sendo expresso em unidade de massa de N_2O por tempo. Foi adotado o valor de 335,94 ppb, para a concentração atmosférica de N_2O, como indicado pela Administração Oceânica e Atmosférica Nacional dos Estados Unidos (NOAA, 2023), com dados atualizados em outubro de 2022. Assim, tem-se:

$$TE = Q_{ar} \cdot \Delta[N_2O] \quad (12)$$

$$\Delta[N_2O] = [N_2O]_{bolhas} - [N_2O]_{atmosfera})$$

Onde:

Q_{ar}= Vazão de ar que passa pelo funil ($mL.min^{-1}$)

$[N_2O]_{bolhas}$= Concentração de N_2O nas bolhas desprendidas pelo reator (ppb)

$[N_2O]_{atmosfera}$= Concentração de N_2O no ar atmosférico (ppb)

Para o cálculo da concentração de N_2O dissolvido no meio líquido, foi utilizada a Equação 13 (BROTTO et al.,2010).

$$C = K_0 \cdot C_{hs} + [\left(\frac{P}{R \times T}\right) \cdot (C_{hs} - C_{ar})] \quad (13)$$

Onde:

C_{hs} = Concentração de N_2O no *headspace* da seringa após agitação (ppb)

C_{ar} = Concentração de N_2O no ar atmosférico (ppb)

K_0 = Coeficiente de solubilidade do N_2O (Constante de Henry) (mol L^{-1} atm^{-1})

P = Pressão atmosférica (atm)

R = Constante universal dos gases (J mol^{-1} K^{-1})

T = Temperatura do líquido na condição de equilíbrio (°C)

5. Tratamento Estatístico

Foram realizados testes estatísticos para comparações entre os dados amostrais obtidos nos monitoramentos realizados para cada reator em cada fase do experimento. Os parâmetros físico-químicos (SST e as eficiências de remoção de turbidez, cor, P, DQO, NT e NTK) e os resultados de emissão de óxido nitroso, bem como N_2O dissolvido, foram submetidos ao Teste de Shapiro-Wilk com nível de 5% de significância ($p \leq 0,05$) para avaliar a normalidade das variáveis. Foram realizados Teste Levene a 5% de significância ($p \leq 0,05$) para analisar se estas variáveis apresentaram distribuição homogênea.

Os parâmetros avaliados foram submetidos à testes de análise de variância (ANOVA) para distribuição normal, e Teste de Mann-Whitney, para os parâmetros que não seguiram distribuição normal, utilizando o software estatístico R, na versão 4.2.2. Na análise de variância, havendo significância as médias foram comparadas por meio do Teste de Tukey ($p \leq 0,05$) ou Teste F, onde foram considerados diferentes entre si. Já no Teste de Mann-Whitney, os parâmetros foram classificados diferentes quando os valores de p foram inferiores a 0,05 ($p < 0,05$).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Caracterização do Lixiviado e Alimentação dos reatores

De acordo com Souto & Povinelli (2007), os lixiviados de aterros brasileiros apresentam características com grande faixa e variabilidade dos valores dos parâmetros, e em comparativo com o lixiviado utilizado no experimento, todos os parâmetros encontraram-se dentro das faixas mais prováveis encontradas. Na Tabela 7 são apresentados os resultados referentes à caracterização do lixiviado utilizado no experimento.

Tabela 7 – Caracterização do lixiviado utilizado no experimento

Parâmetro	**Unidade**	**Resultado da análise**
pH	-	8,15
Cor	mg Pt Co L^{-1}	11895
Temperatura	°C	30,1
Turbidez	NTU	54
SST	mg L^{-1}	14320
DQO	mg L^{-1}	5168,75
DBO_5	mg L^{-1}	1648,2
DBO_5/DQO	-	0,32
P-total	mg L^{-1}	15,03
N-amoniacal	mg L^{-1}	1389

Pode-se observar que o lixiviado utilizado apresenta pH alcalino, muito próximo a faixa indicada por Tchobanoglous e Kreith (2002), com pH entre 6,8 e 8, para lixiviados compatíveis com a fase metanogênica. A concentração de matéria orgânica é elevada. Além disso, a razão DBO_5/DQO dão indicativo que a matéria orgânica encontrada no lixiviado é facilmente biodegradável, características de aterro jovem, conforme faixa de valores, de 0,3 a 0,6 determinados segundo Tchobanoglous (1993). De acordo com Gomes (2009) lixiviados de aterros sanitários operando no Brasil apresentam uma grande variabilidade dos valores de DQO, variando de 170 a 25.000 mg L^{-1}.

Na Tabela 8 estão demonstrados os resultados médios das análises de caracterização das alimentações utilizadas durante o experimento, referente a cada mistura de lixiviado e esgoto sintético.

Tabela 8 – Caracterização das misturas lixiviado/esgoto

Parâmetro	Unidade	0%	0,5%	1,0%
pH	-	7,39	7,40	7,56
Cor	mg PtCo L^{-1}	665	549	786
Turbidez	NTU	23,12	20,36	33,06
Condutividade	µS cm^{-1}	765,83	891,09	885,42
DQO	mg L^{-1}	625,94	648,13	801,50
P-total	mg L^{-1}	16,04	15,94	18,25
N-amoniacal	mg L^{-1}	40	47	54

Ao longo dos resultados das alimentações, pode-se observar o aumento das concentrações médias de matéria orgânica com o incremento do percentual de lixiviado, ainda assim estando previsto nas faixas típicas para esgoto doméstico, entre 450 e 800 mg/L (VON SPERLING, 2014). O parâmetro pH apresentou um ligeiro aumento com a introdução de lixiviado na alimentação, sua faixa de valores continua compatível com a fase metanogênica.

6.2. Parâmetros Analisados

6.2.1. pH

O pH é um dos fatores decisivos na eficácia do tratamento de esgoto, um parâmetro operacional importante nos processos oxidativos, o qual influencia na velocidade da nitrificação no processo de lodo ativado (JORDÃO E PESSÔA, 2014). Durante o período de monitoramento do experimento foi verificado diariamente o pH dos três reatores, analisado o licor e saída de cada um, bem como a alimentação em cada fase, como pode ser observado na Figura 14, a qual demonstra a variação temporal do pH em cada um dos reatores ao longo do experimento. A análise diária contava com ajuste do pH do licor de cada reator a fim de estabelecer valores entre 6,5 e 7,5, valores típicos do esgoto (JORDÃO E PESSÔA, 2014), com barrilha leve.

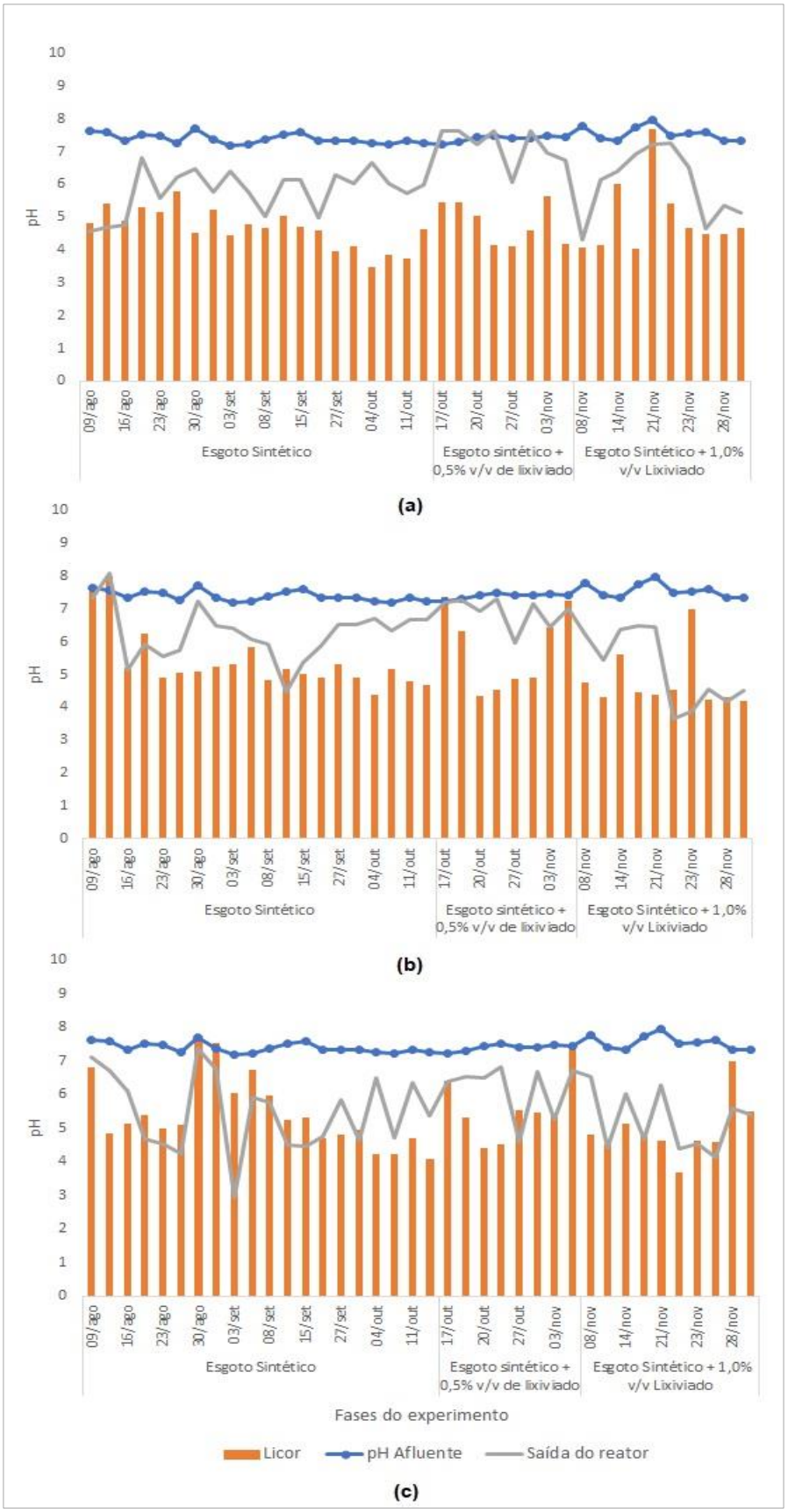


Figura 14 – Variação temporal dos valores de pH. (a) Monitoramento do reator RLA, (b) Monitoramento do reator MBBR, (c) Monitoramento do reator RLAGB

Pode-se observar que não houve variação significativa dos valores de pH afluente com a adição de lixiviado na mistura da alimentação, ainda assim quando inserido 1% (v/v) de lixiviado os valores de pH do afluente apresentaram pequeno aumento.

Os reatores demonstraram comportamentos diferentes de pH ao longo do experimento, como pode ser observado na Figura 14. Os três reatores tiveram valores que tendenciaram para pH mais ácido, mesmo com os ajustes diários para a faixa ideal. Na Tabela 9 podem ser observados os valore médios de pH no monitoramento dos reatores ao longo do experimento.

Tabela 9 – Valores médios de pH obtidos pelo monitoramento diário

Reator	Alimentação	pH Afluente	Licor	Saída
RLA			4,66	5,81
MBBR	0% (v/v)	7,39	5,39	6,26
RLAGB			5,43	5,46
RLA			4,83	7,19
MBBR	0,5% (v/v)	7,40	5,75	6,91
RLAGB			5,58	6,18
RLA			4,97	6,00
MBBR	1,0% (v/v)	7,56	4,78	5,18
RLAGB			4,93	5,20

6.2.2. Oxigênio Dissolvido (OD)

A vazão de ar para a oxigenação dos reatores foi controlada por rotâmetros e mantida fixa em 2 L min^{-1}. Essa vazão de ar foi a quantidade mínima necessária para a movimentação das biomídias plásticas e para que o granulado bioclástico permanecesse em circulação constante. No entanto, os valores de OD no meio líquido mantiveram-se variando na faixa de 2,5 e 7,9 mg O_2 L^{-1}, a qual pode ser visualizada na Figura 15 pela variação temporal dos valores de saturação de OD no monitoramento das fases do experimento.

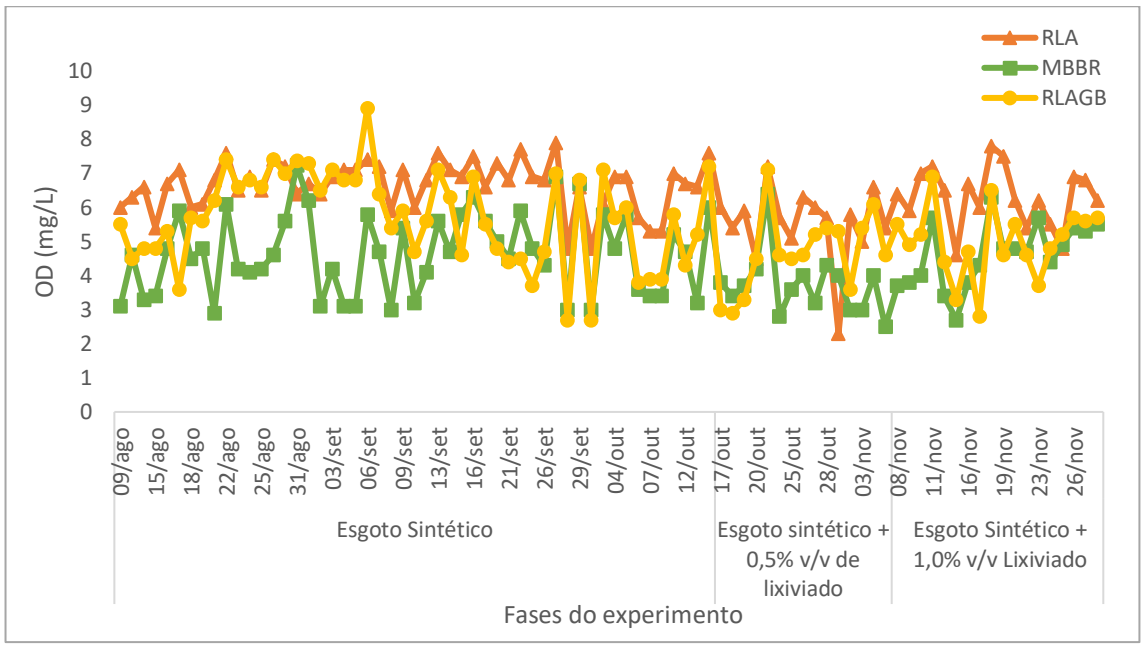


Figura 15 – Variação temporal dos valores de saturação de oxigênio dissolvido.

Na Tabela 10 são demonstrados os valores médios de OD obtidos no monitoramento dos reatores.

Tabela 10 – Valores médios de OD (mg L^{-1}) no monitoramento dos reatores.

Reator	Alimentação	Licor misto
RLA	0% (v/v)	6,7
MBBR		4,7
RLAGB		5,7
RLA	0,5% (v/v)	5,5
MBBR		3,7
RLAGB		4,7
RLA	1,0% (v/v)	6,3
MBBR		4,6
RLAGB		5,0

A concentração de OD é considerada um importante parâmetro operacional no controle da emissão de N_2O no processo de tratamento de esgoto. Sendo o N_2O um gás, é esperado que a maior fração de óxido nitroso emitido ocorra pela transferência para a atmosfera nos tanques aerados, onde podem ocorrer as reações de nitrificação autotrófica e heterotrófica, ou ainda a nitrificação desnitrificante. Tal fato foi observado pelos autores Ahn et al. (2010), Brotto et al. (2010) e De Mello et al. (2011) em ETE de lodo ativado, cujas emissões durante a aeração

foram algumas ordens de grandeza maiores que nas zonas não aeradas. Em estudos mais recentes, Gao et al., (2022) avaliou os efeitos dos modos de aeração na emissão de N_2O no processo de nitrificação e desnitrificação para tratamento de lixiviado de aterro, onde observou que concentrações de OD superiores a 1,5 mg L^{-1} levou a um aumento significativo da emissão de N_2O no processo analisado.

Como estudado por Chen et al. (2023), ambientes com alta concentração de OD era desfavorável para o crescimento das bactérias desnitrificantes, tornando-se incapaz de formar uma condição anaeróbia subsequente adequada para o processo de desnitrificação.

No trabalho realizado, os tanques de aeração dos reatores biológicos estudados mantiveram sistema de aeração contínuo, portanto, não apresentam zonas especificamente anóxicas, não sendo possível diferenciar a contribuição de cada processo de produção de N_2O em cada sistema. Entretanto, sugere-se que somente as reações de nitrificação e nitrificação desnitrificante possam ter ocorrido no processo de tratamento, devido às altas concentrações de OD registradas ao longo do experimento, não sendo viável, a ocorrência de processos de desnitrificação.

6.3. Sólidos Suspensos Totais (SST)

A Figura 16 apresenta a representação gráfica com as concentrações de SST, em mg L^{-1}, analisadas no licor misto dos reatores durante as fases do experimento.

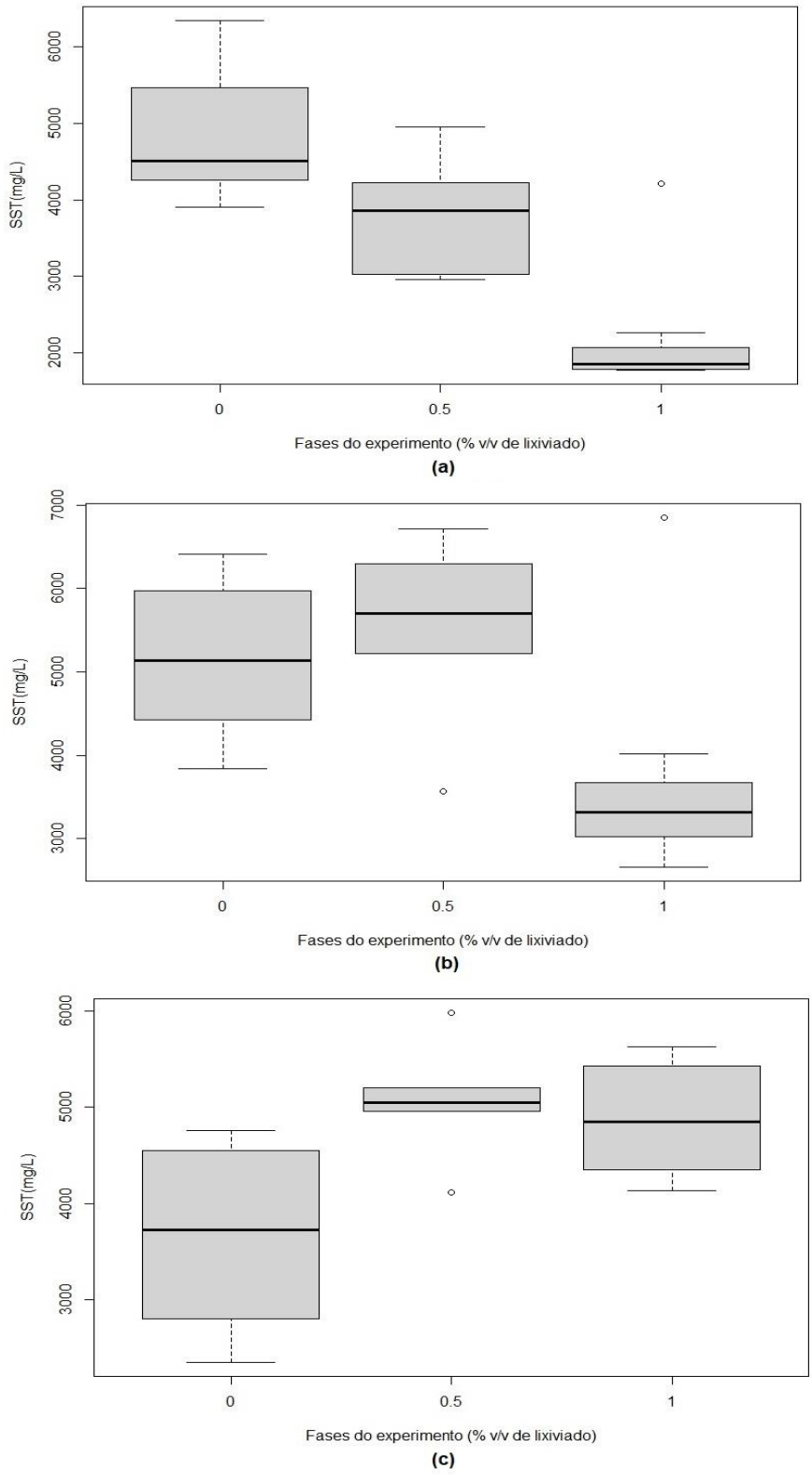


Figura 16 – Representação gráfica (*boxplot)* das concentrações de SST (mg L^{-1}) no licor misto durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.

É possível observar que o RLA apresentou uma perda de biomassa acentuada quando inserido lixiviado na mistura da alimentação, sendo muito inferiores as concentrações de SST com 1,0% (v/v) de lixiviado. Pelo Teste de Mann-Whitney, conclui-se que há diferença entre as medianas nas diferentes fases de alimentação do reator (W=441, p-valor <0,05). O reator MBBR demonstrou diferença significativa de perda de biomassa quando inserido 1,0% de lixiviado na alimentação dos reatores, em comparação as demais fases. De acordo com o Teste de Tukey, pelo menos um dos tratamentos pode ser considerado diferente entre si. Já no RLAGB, o Teste Tukey apresentou diferença significativa, sendo a fase com 0% (v/v) de lixiviado que obteve menores médias de concentração de SST, todavia, o reator não demonstrou ser afetado quando acrescido o percentual de lixiviado na mistura da alimentação, mantendo a média de sólidos.

Na Tabela 11 são apresentados os valores médios de SST de cada reator para cada mistura de esgoto/lixiviado utilizada no experimento.

Tabela 11 – Valor médio de SST (mg L^{-1}) por reator em cada condição de mistura da alimentação (v/v)

Reator	**0%**	**0,5%**	**1,0%**
RLA	4841	3812	2224
MBBR	5164	5537	3744
RLAGB	3656	5057	4880

É possível observar que os valores médios de SST para cada reator, se encontram na faixa sugerida por Von Sperling (2016) para lodo ativado com aeração prolongada (entre 2500 e 4000 mg/L), exceto no RLA que apresentou média ligeiramente inferior quando inserido 1,0% (v/v) de lixiviado na mistura.

A Figura 17 apresenta a variação temporal do monitoramento dos reatores ao longo do experimento, onde pode ser observado o comportamento das concentrações de SST em cada reator.

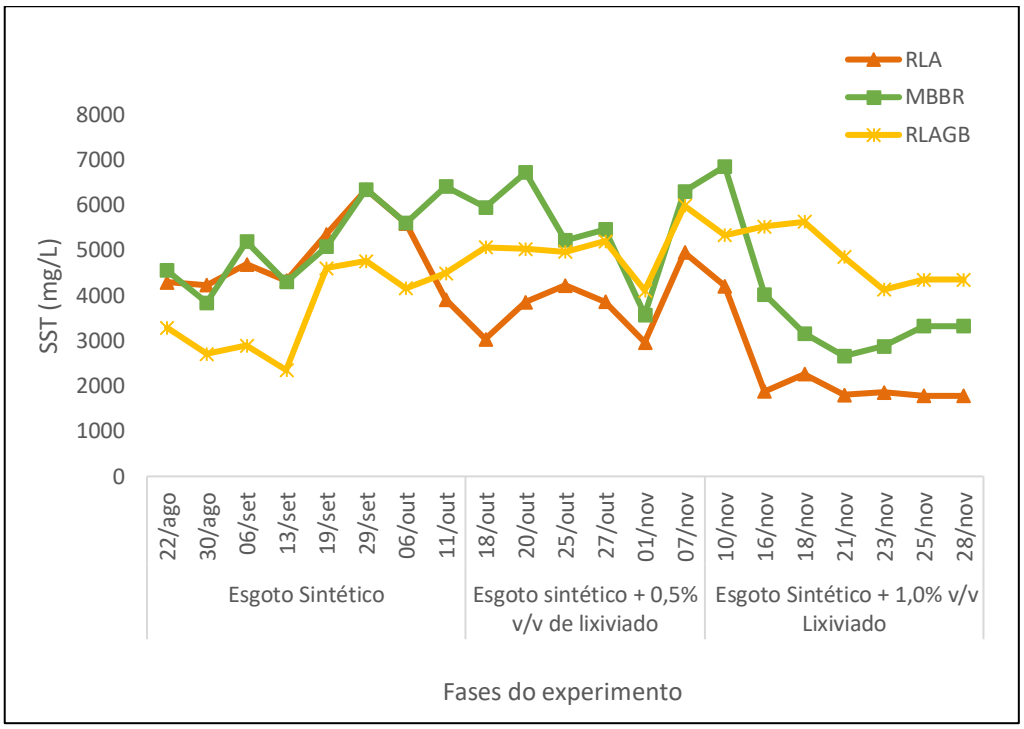


Figura 17 – Variação temporal das concentrações de SST no monitoramento dos reatores ao longo do experimento.

Nota-se que durante a realização do experimento, as concentrações de sólidos em cada reator estiveram dentro da faixa sugerida. Quando inserido maior percentual de lixiviado, houve redução significativa nas concentrações de SST nos reatores RLA e MBBR. Os dois reatores demonstraram instabilidade no sistema observada logo após a adição de 1,0% (v/v) de lixiviado na mistura da alimentação. Com a menor produção de lodo, optou-se por reduzir o descarte de licor misto nesses reatores, para evitar um colapso no processo, o que impossibilitaria a continuidade do desenvolvimento da pesquisa.

O RLAGB apresentou pequena variação de perda de biomassa em relação ao aumento de lixiviado, indicando condições mais apropriadas para o desenvolvimento dos microrganismos, mostrando-se um tratamento satisfatório no recebimento de até 1,0% (v/v) de percentual de lixiviado na composição da mistura esgoto/lixiviado.

6.4. Turbidez

A Figura 18 apresenta o *boxplot* dos valores de turbidez em cada reator durante as fases do experimento.

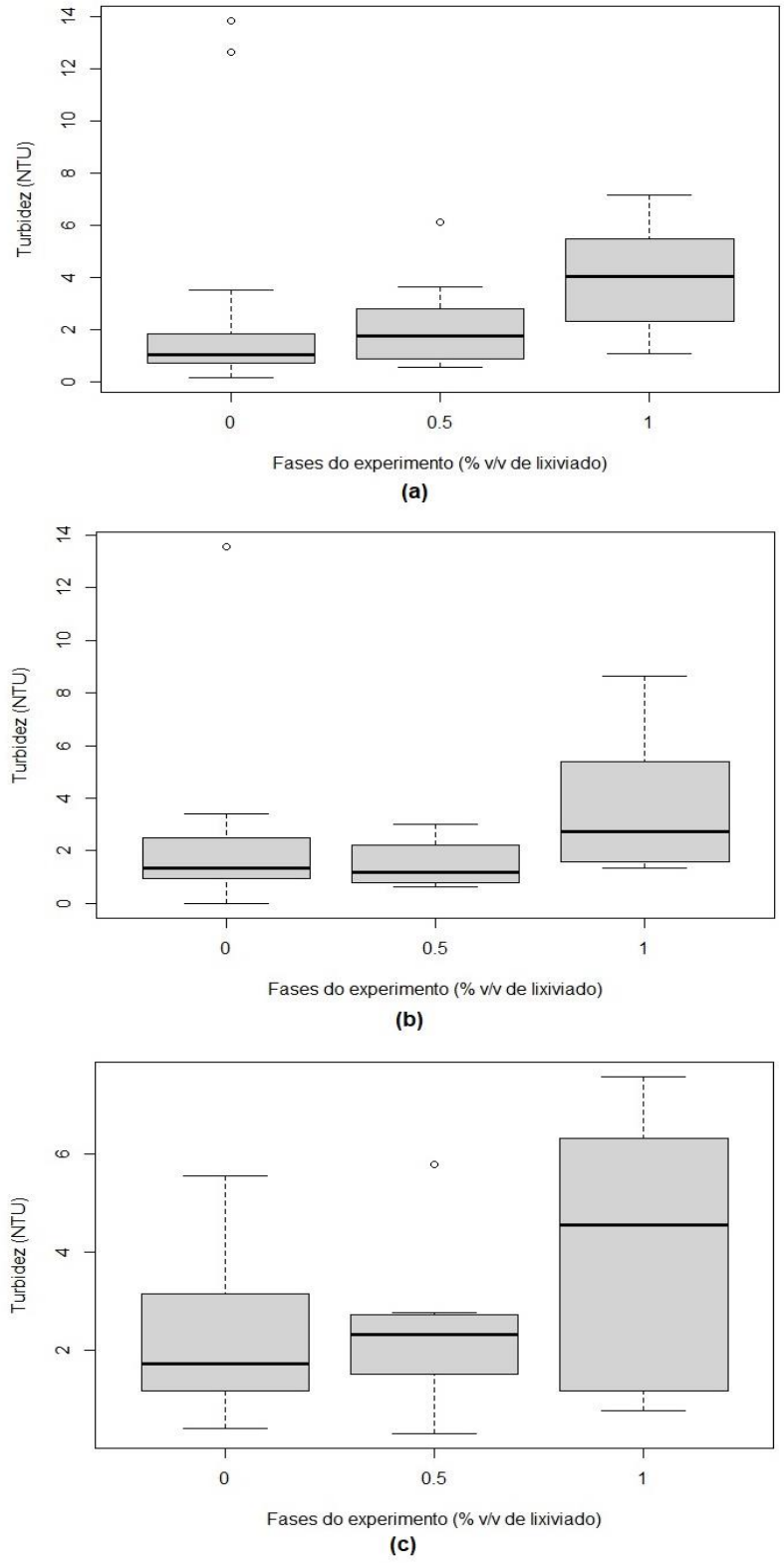


Figura 18 – Representação gráfica (*boxplot)* da turbidez na saída dos reatores durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.

É possível observar que os três reatores obtiveram médias superiores de turbidez quando aumentado o volume de lixiviado. O Teste de Mann-Whitney mostra que os valores de turbidez encontrados nos três reatores tiveram diferença de pelo menos um dos fatores (p-valor <0,05). Pelo menos uma das médias pode ser considerada diferente, sendo a fase do experimento com mistura de 1,0% de lixiviado, apresentando maiores médias de turbidez em todos os três reatores. A entrada de maior volume de lixiviado na mistura da alimentação, gerou valores ligeiramente superiores de turbidez na saída dos três reatores. As médias das fases de 0% e 0,5% (v/v) não puderam ser consideradas diferentes em todos os três reatores. Sendo assim, os três tratamentos demonstraram comportamentos semelhantes.

Na Tabela 12, são apresentados os valores médios dos resultados de turbidez em cada fase do experimento nos reatores com as misturas de alimentação lixiviado/esgoto sintético, indicando sua eficiência de remoção.

Tabela 12 – Valores médios de Turbidez (NTU) no monitoramento dos reatores ao longo das fases do experimento

Reator	Alimentação	Turbidez afluente	Saída	Remoção (%)
RLA	0% (v/v)	42,58	2,43	94,29
MBBR			2,13	95,00
RLAGB			2,13	95,00
RLA	0,5% (v/v)	19,05	2,20	88,45
MBBR			1,51	92,07
RLAGB			2,40	87,40
RLA	1,0% (v/v)	33,06	4,13	87,51
MBBR			3,52	89,35
RLAGB			4,0	87,90

De acordo com as informações apresentadas no *boxplot*, e na Tabela 13, os valores médios de turbidez da saída de cada reator estão em conformidade com o que é preconizado nos critérios mais restritivos da resolução CONAMA 430 de 2011 (BRASIL, 2011), que prevê valores de turbidez inferiores à 40 NTU para o descarte de efluentes líquidos em corpos receptores de classe 1

Na Figura 19 é possível observar a representação gráfica indicando a eficiência de remoção da turbidez afluente e as saídas de cada reator nas fases de alimentação do experimento.

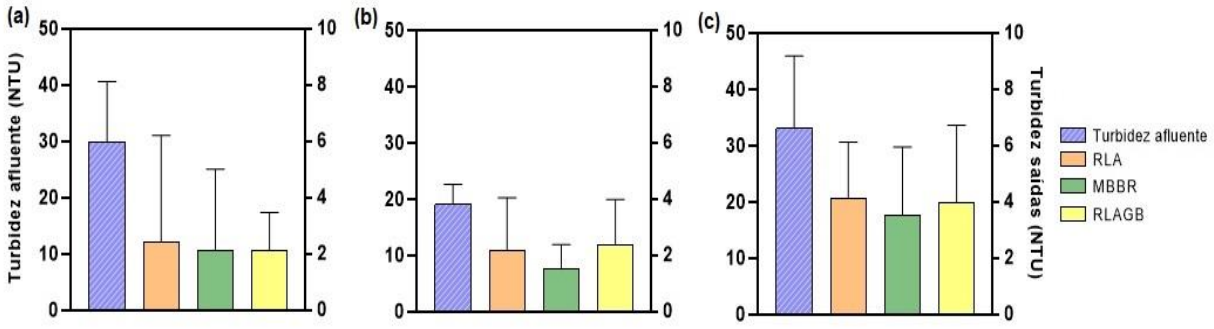
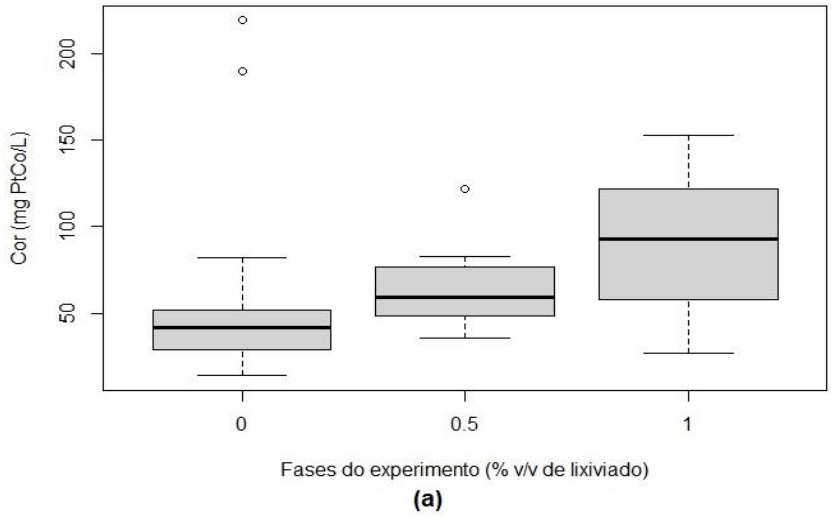


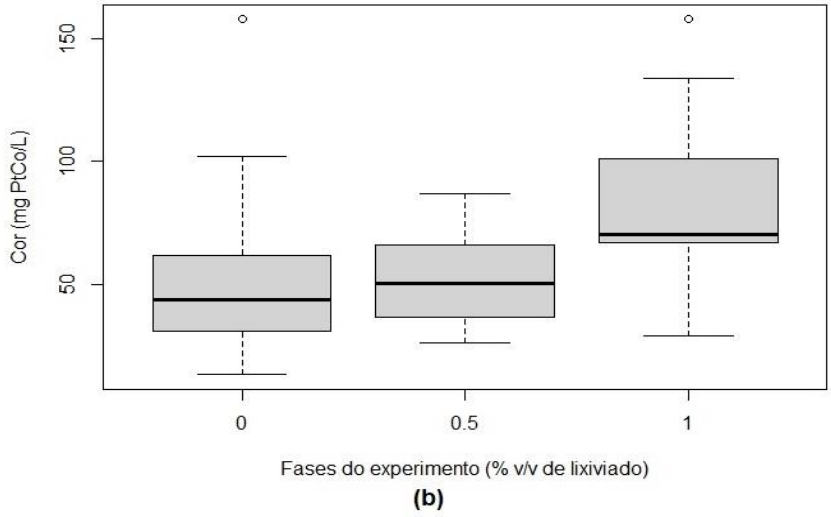
Figura 19 – Representação gráfica da turbidez afluente e das saídas dos reatores em cada fase do experimento. (a) 0% (v/v) de lixiviado, (b) 0,5% (v/v) de lixiviado, (c) 1,0% (v/v) de lixiviado.

A Figura 19 é uma representação das análises estatísticas, onde foi visto o comportamento de remoção semelhante dos reatores em cada fase do experimento. Os valores demonstram claramente o pequeno aumento na turbidez afluente, e consequentemente nas saídas dos reatores quando inserido 1,0% (v/v) de lixiviado (Figura 19c). Esses resultados sugerem que no parâmetro turbidez o aumento percentual de lixiviado não causou grandes impactos no processo. Apesar de se ter observado ligeira redução da eficiência, não comprometeu a qualidade do efluente tratado. Entre as tecnologias utilizadas no experimento, nenhum tratamento se sobressaiu significativamente em comparação as outras.

6.5. Cor

Na Figura 20 é apresentado o *boxplot* dos valores de cor nas saídas de cada reator durante as fases do experimento.





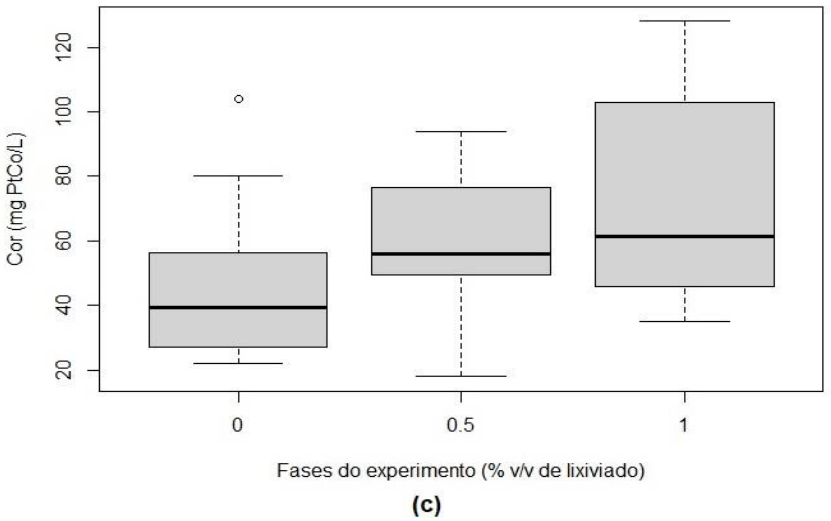


Figura 20 – Representação gráfica (*boxplot)* da cor na saída dos reatores durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.

O Teste de Mann-Whitney mostra que os valores de cor encontrados nos três reatores tiveram diferença de pelo menos um dos fatores (p-valor < 0,05). Pelo menos uma das médias pode ser considerada diferente, sendo a fase do experimento com mistura de 1,0% de lixiviado, apresentando maiores médias de cor. A entrada de maior volume de lixiviado na mistura da alimentação, gerou valores ligeiramente superiores na saída dos três reatores. As médias das fases de 0% e 0,5% (v/v) não puderam ser consideradas diferentes em todos os três reatores. Sendo assim, os três tratamentos demonstraram comportamentos semelhantes. Assim como na turbidez, é possível observar que a entrada de maior volume de lixiviado na mistura da alimentação, gerou valores ligeiramente superiores de cor na saída dos três reatores.

Na Tabela 13, são apresentados os valores médios dos resultados de cor em cada fase do experimento nos reatores com as misturas de alimentação lixiviado/esgoto sintético, indicando sua eficiência de remoção.

Tabela 13 – Valores médios de Cor (mg Pt Co L^{-1}) no monitoramento dos reatores ao longo das fases do experimento.

Reator	Alimentação	Cor afluente	Saída	Remoção (%)
RLA	0% (v/v)	702	56	92,02
MBBR			52	92,59
RLAGB			45	93,59
RLA	0,5% (v/v)	532	66	87,59
MBBR			52	90,23
RLAGB			60	88,72
RLA	1,0% (v/v)	684	91	86,70
MBBR			83	87,87
RLAGB			70	89,77

Na Figura 21 é possível observar a representação gráfica indicando a eficiência de remoção da cor afluente e as saídas de cada reator nas fases de alimentação do experimento.

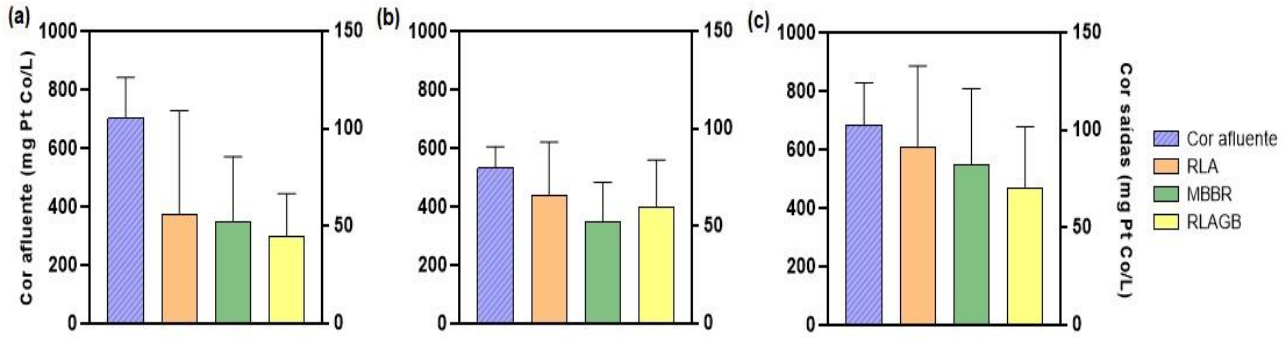


Figura 21 – Representação gráfica da eficiência de remoção da cor afluente e das saídas dos reatores em cada fase do experimento. (a) 0% (v/v) de lixiviado, (b) 0,5% (v/v) de lixiviado, (c) 1,0% (v/v) de lixiviado.

Os resultados encontrados sugerem que o aumento percentual de lixiviado não causou grandes impactos no processo, apesar de ter apresentado ligeira redução da eficiência, não comprometeu a qualidade do efluente tratado. Foi verificado também, que não houve diferença significativa de remoção de cor entre as tecnologias utilizadas no experimento.

6.6. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na análise de variância (ANOVA) realizada, pode-se observar que os fatores não tiveram interação significativa com a adição de lixiviado na mistura da alimentação, bem como no aumento do percentual inserido. De acordo com o Teste F, as médias são consideradas estatisticamente iguais em relação aos dois fatores para os três reatores. Não há diferença significativa entre os reatores com a entrada do percentual de lixiviado na mistura da alimentação.

Na Figura 22 é apresentado o *boxplot* dos valores de DQO em cada reator durante as fases do experimento.

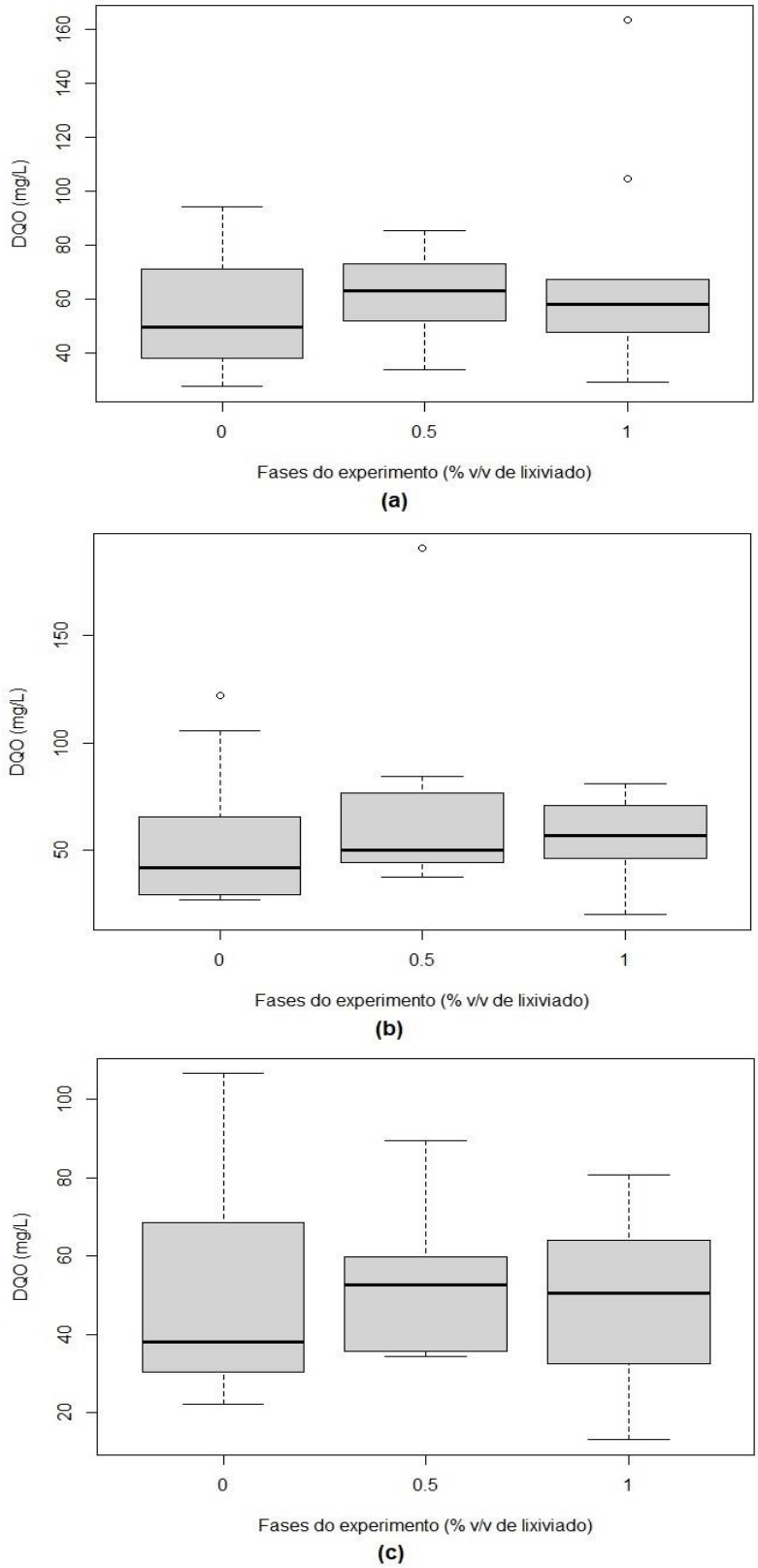


Figura 22 – Representação gráfica (*boxplot)* das concentrações de DQO nas saídas dos reatores durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.

Na Figura 23, pode-se observar a variação temporal do monitoramento dos reatores ao longo do experimento, onde é demonstrado o comportamento das concentrações de DQO afluente e das saídas de cada reator.

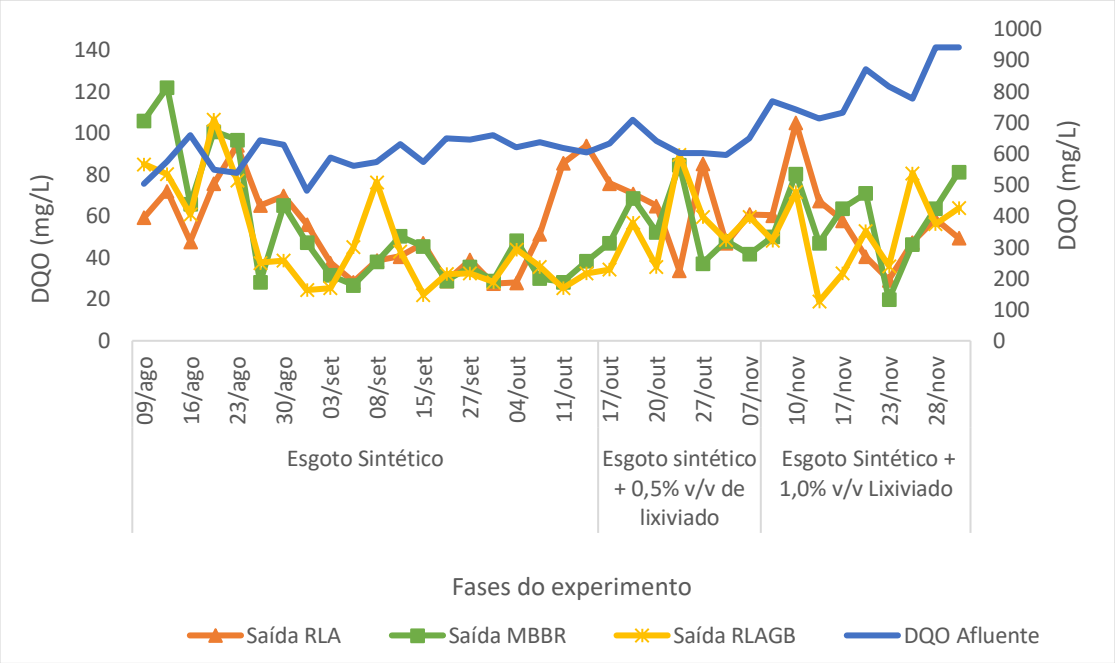


Figura 23 – Variação temporal das concentrações de DQO (mg L^{-1}) afluente e saídas dos reatores ao longo das fases do experimento

O afluente apresentou aumento significativo na carga orgânica quando inserido lixiviado na mistura da alimentação, como pode ser observado na Tabela 14, que apresenta os valores médios dos resultados de eficiência da remoção de DQO em cada fase do experimento dos reatores com as misturas de alimentação lixiviado/esgoto.

O valor médio do parâmetro DQO, para este esgoto sintético é de 597,02 mg L^{-1}, o qual se encontra dentro da faixa usual descrita pela literatura para esgoto doméstico (DQO: 450-800 mg L^{-1}), ficando próximo do valor típico (600 mg L^{-1}) ((VON SPERLING, 2016). Para o esgoto sintético com adição de lixiviado de aterro, a mistura de 0,5% (v/v) obteve valor médio de 635,94 mg L^{-1}, ligeiramente superior ao valor típico utilizado. Já para a mistura de 1,0% (v/v) o valor médio foi de 801,50 mg L^{-1}, onde os valores se diferem do valor típico utilizado para esgotos domésticos, elevando-se minimamente da faixa usual, porém demonstra claramente a influência do aumento de lixiviado no afluente.

Tabela 14 – Valores médios de DQO (mg L^{-1}) no monitoramento dos reatores ao longo das fases do experimento.

Reator	Alimentação	DQO afluente	Saída	Remoção (%)
RLA	0% (v/v)	597,02	54,30	91,22
MBBR			53,13	91,41
RLAGB			47,67	92,29
RLA	0,5% (v/v)	635,94	61,9	90,27
MBBR			71,32	88,79
RLAGB			52,54	91,74
RLA	1,0% (v/v)	801,50	67,91	91,53
MBBR			56,08	93,00
RLAGB			47,43	94,08

É notório que o afluente apresentou aumento significativo da carga orgânica quando inserido 1,0% v/v de lixiviado. Contudo, não houveram alterações significativas no processo de remoção de matéria orgânica pelos reatores com o aumento do percentual de lixiviado na mistura da alimentação. Ao longo de todas as fases do experimento, os reatores alcançaram elevadas eficiências de remoção. Conforme a NOP-INEA-45 (INEA, 2021), que estabelece os critérios e padrões de lançamento para ETEs que recebem lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, determina para o parâmetro DQO, valores máximos de 180 mg L^{-1}. Como pode ser observado na Tabela 15, os tratamentos possuem médias muito inferiores ao valor permitido, em conformidade com o que é preconizado nos critérios mais restritivos da legislação vigente.

A remoção de DQO apresenta-se dentro da faixa estabelecida pela literatura para lodo ativado com aeração prolongada, entre 90 e 95% (VON SPERLING, 2016) de remoção de DQO no tratamento de esgotos sanitários para as três tecnologias utilizadas.

Além disso, foi observado que o RLAGB obteve eficiência de remoção ligeiramente superior quando comparados aos demais reatores em todas as fases de mistura lixiviado/esgoto, sugerindo que a utilização de granulado bioclástico tendenciou a uma melhor remoção de matéria orgânica do efluente tratado.

Na Figura 24 é possível observar a representação gráfica indicando a eficiência de remoção da DQO afluente e as saídas de cada reator nas fases de alimentação do experimento.

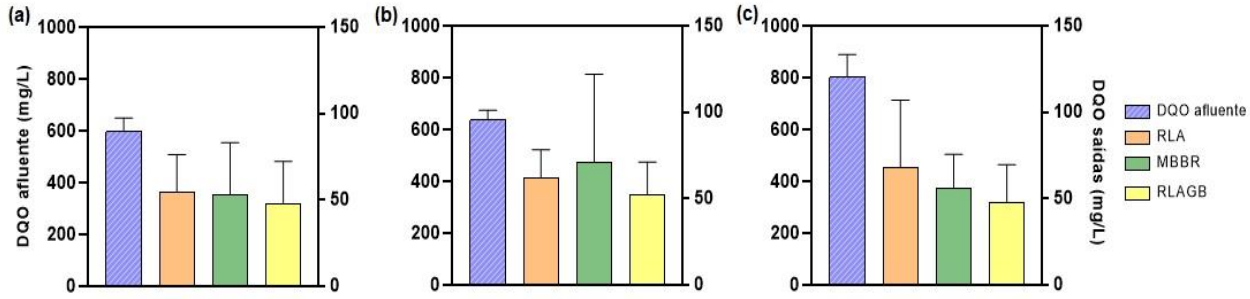


Figura 24 – Representação gráfica da eficiência de remoção da DQO afluente e das saídas dos reatores em cada fase do experimento. (a) 0% (v/v) de lixiviado, (b) 0,5% (v/v) de lixiviado, (c) 1,0% (v/v) de lixiviado.

É esperado que a adição de lixiviado de aterro no tratamento biológico reduza as concentrações de OD no meio líquido, o que é comumente relatado por diversos autores (BURGESS et al., 2002; KAMPSCHREUR et al., 2009; ABOOBAKAR et al., 2013; RIBEIRO et al., 2017). A redução de OD resulta no acúmulo de NO_2^-, o qual é um dos fatores associados ao aumento de emissão de N_2O. Assim como nos estudos de Brotto et al. (2010), os autores associaram as maiores emissões de N_2O ao acúmulo de NO_2^-, em razão da perda de eficiência da nitrificação completa.

Diferente do que se é esperado, no experimento realizado o aumento de carga orgânica não afetou o funcionamento do sistema. Quando inserido o percentual de 1,0% (v/v) de lixiviado a DQO afluente atingiu médias de 801,5 mg L^{-1}, e os valores de OD permaneceram semelhantes em todos os três reatores na faixa entre 2,5 e 7,9 mg L^{-1}.

Ao final do experimento foi realizada uma etapa teste com o objetivo de investigar a melhor eficiência de remoção de DQO com o aumento da massa de granulado bioclástico inserido no RLAGB. A análise de variância mostrou que o reator não obteve interação significativa com o aumento de massa do GB. De acordo com o Teste F, as médias de concentração de DQO na saída do reator são consideradas estatisticamente iguais mesmo com ao aumento de massa de GB inserido no reator, como pode ser observada na representação gráfica do monitoramento da saída do RLAGB ao longo da fase 5 experimental (Figura 25).

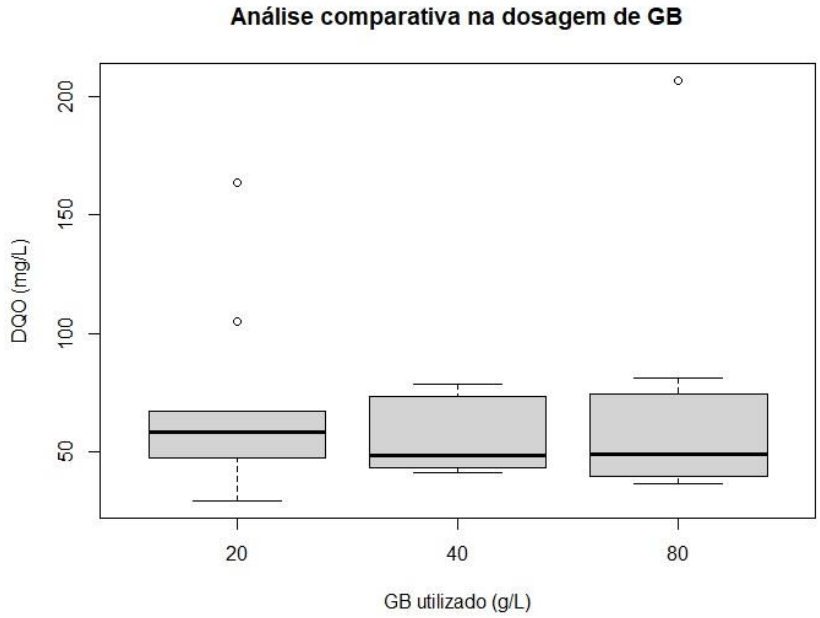


Figura 25 - Representação gráfica (*boxplot)* das concentrações de DQO na saída do RLAGB com a adição de GB.

A Figura 26, demonstra o comportamento das concentrações de DQO afluente e na saída do reator por meio da variação temporal do monitoramento da fase 5, etapa teste.

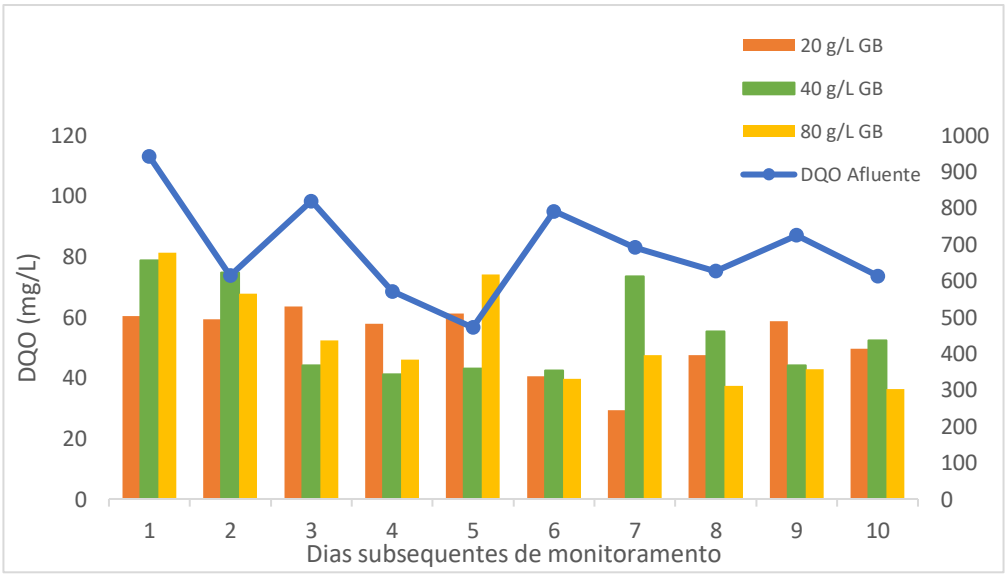


Figura 26 – Variação temporal do monitoramento das concentrações de DQO (mg L^{-1}) afluente e da saída do RLAGB ao longo da fase teste.

Na Tabela 15, são apresentados os valores médios dos resultados de DQO afluente e na saída do RLAGB na fase teste indicando sua eficiência de remoção.

Tabela 15 – Valores médios de concentração de DQO (mg L^{-1}) afluente e na saída do reator RLAGB

Reator	Alimentação	DQO afluente	Saída	Remoção (%)
RLAGB + 20 g/L			52,75 a	92,31
RLAGB + 40 g/L	1,0% (v/v)	686,30	54,91 a	92,0
RLAGB + 80 g/L			52,50 a	92,35

As letras representam o Teste de Tukey (p-valor > 0,05) – onde letras iguais demonstram não haver diferença significativa entre as médias.

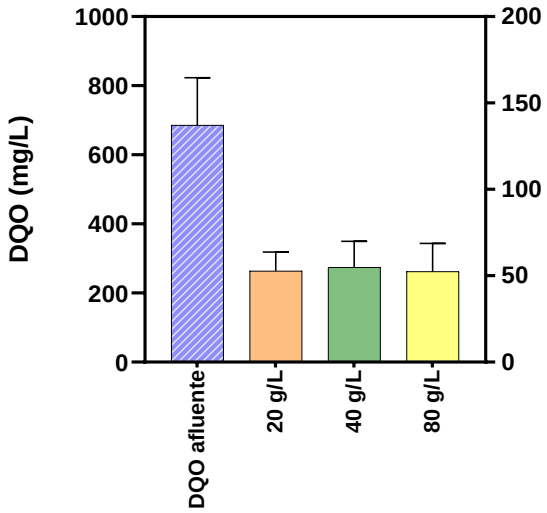


Figura 27 – Representação gráfica do comparativo de remoção do reator RLAGB com diferentes doses de GB

Esses resultados demonstram que o aumento da concentração de granulado bioclástico no reator não apresenta diferença significativa na eficiência de remoção da DQO efluente.

6.7. Fósforo

A análise de variância realizada mostrou que os fatores não tiveram interação significativa com a adição de lixiviado na mistura da alimentação, bem como no aumento do percentual inserido. De acordo com o Teste F, as médias são consideradas estatisticamente iguais em

relação aos dois fatores para os três reatores. Assim sendo, o lixiviado não causou alteração na eficiência de remoção das concentrações de fósforo das saídas dos três reatores.

Na Figura 28 é apresentado o *boxplot* dos valores das concentrações de fósforo na saída de cada reator durante as fases do experimento.

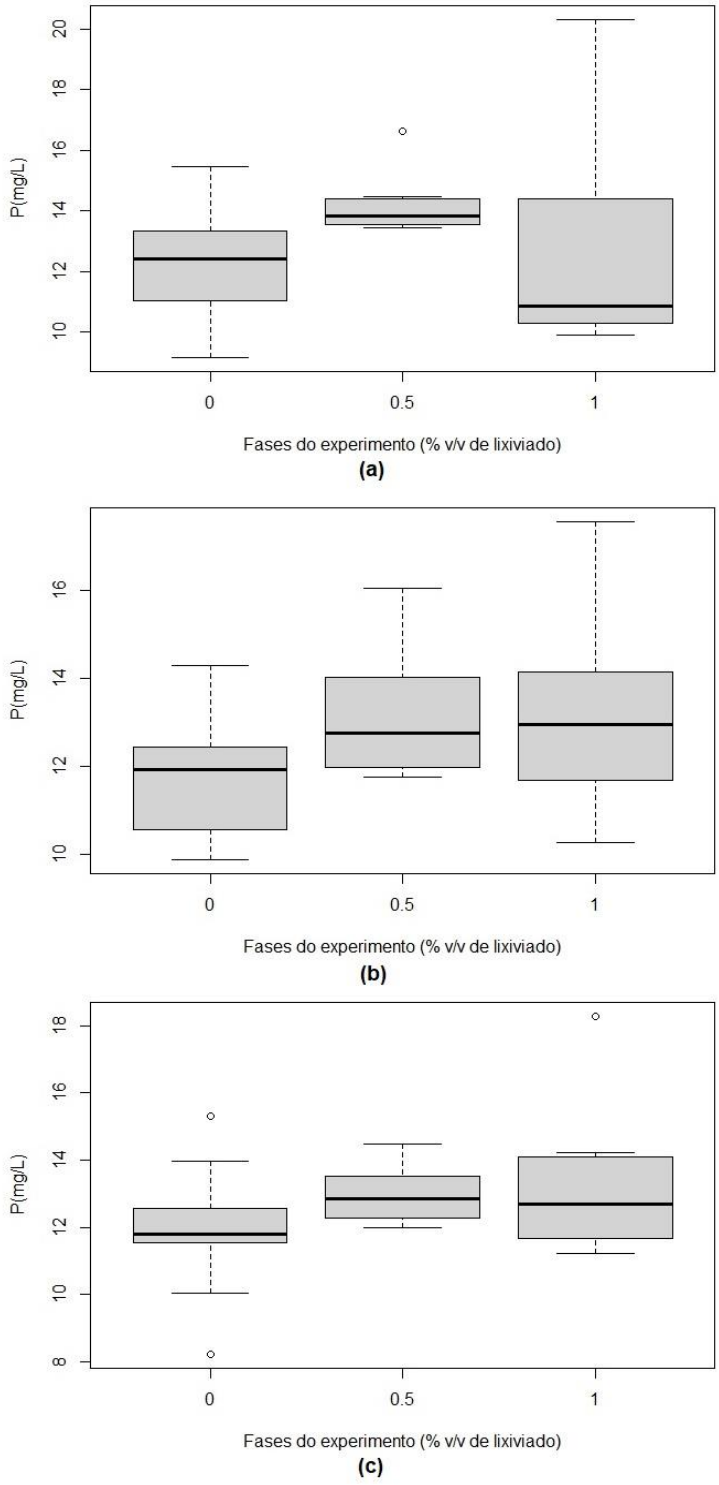


Figura 28 – Representação gráfica (*boxplot)* das concentrações de fósforo nas saídas dos reatores durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.

Na Figura 29, pode-se observar a variação temporal do monitoramento dos reatores ao longo do experimento, onde é demonstrado o comportamento das concentrações de P-total afluente e das saídas de cada reator.

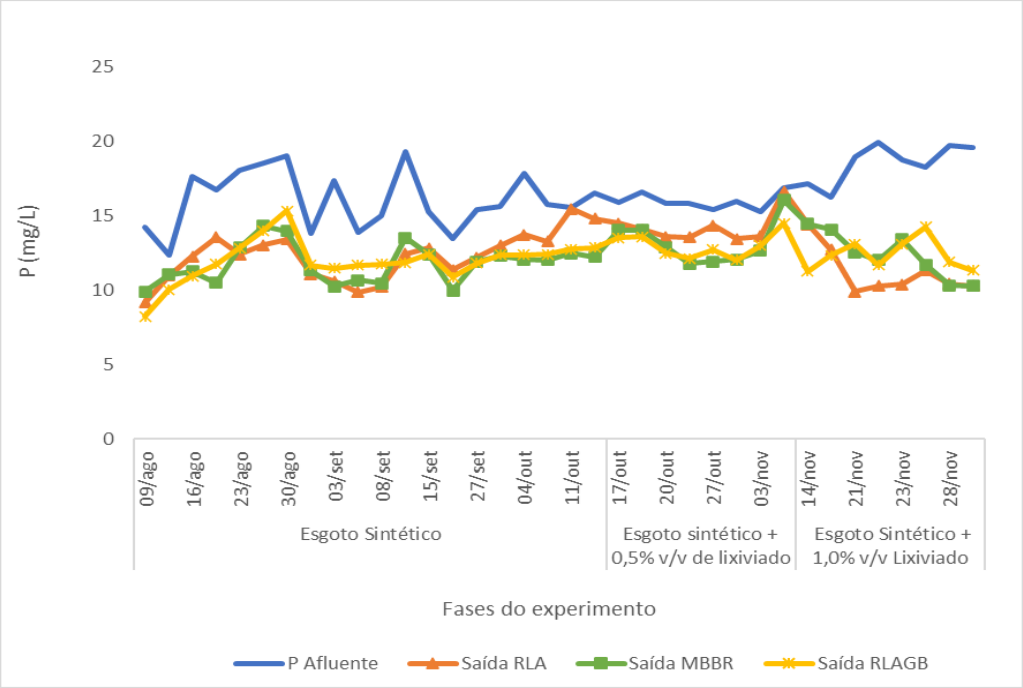


Figura 29 – Variação temporal das concentrações de P-total (mg L^{-1}) afluente e saídas dos reatores ao longo das fases do experimento

No monitoramento dos reatores, foi possível observar que a alimentação não apresentou diferenças significativas com a introdução de 0,5% de lixiviado na mistura afluente, obtendo médias de concentração de fósforo semelhantes em ambas as fases. De outro modo, quando inserido maior percentual de lixiviado na alimentação (1,0% v/v), observou-se diferença nas concentrações de fósforo no afluente.

O afluente utilizado apresenta média de 16,04 mg L^{-1} para o esgoto sintético, 15,94 mg L^{-1} quando inserido 0,5% (v/v) de lixiviado na mistura esgoto/lixiviado, e média de 18,25 mg L^{-1} quando inserido 1,0% (v/v) de lixiviado, estando acima da faixa usual para esgotos domésticos, de 4 a 15 mg L^{-1} (VON SPERLING, 2016), podendo ser considerado efluente sanitário forte com médias até 20 mg L^{-1} (JORDÃO E PESSÔA, 2014). Na Tabela 16, são apresentados os resultados dos valores médios da concentração de P-total, indicando sua eficiência remoção.

Tabela 16 – Valores médios de P-total (mg L^{-1}) no monitoramento dos reatores ao longo das fases do experimento.

Reator	Alimentação	P-total afluente	Saída	Remoção (%)
RLA	0% (v/v)	16,04	12,26	23,57
MBBR			11,75	26,75
RLAGB			11,95	25,50
RLA	0,5% (v/v)	15,94	14,21	10,85
MBBR			13,16	17,44
RLAGB			12,97	18,63
RLA	1,0% (v/v)	18,25	12,73	30,25
MBBR			13,04	28,56
RLAGB			13,12	28,11

De acordo com os dados da Tabela 17, observa-se um decaimento na remoção do nutriente devido a introdução de 0,5% (v/v) de lixiviado nos reatores, onde foi reduzido a média de remoção dos três reatores. O mesmo não ocorreu quando aumentado o percentual de lixiviado na mistura da alimentação (1,0% v/v). Tal fato pode ser entendido como um reconhecimento da matriz do afluente pelas bactérias existentes nos reatores, o que possibilitou um restabelecimento da remoção. Podendo também ser justificado pela ausência de um período de aclimatação maior, que garantisse a observação da tendência de remoção durante o período monitorado.

Em análise, consegue-se observar os diferentes comportamentos dos reatores na remoção de fósforo ao longo do experimento. Na fase em que a alimentação foi realizada somente com esgoto sintético o MBBR obteve uma média de remoção (26,75%) ligeiramente superior aos demais reatores. Já na mistura da alimentação com 0,5% v/v de lixiviado, o reator que obteve maior média de remoção foi o RLAGB (18,63%). Em contrapartida, o RLA obteve maior média de remoção (30,25%) quando inserido 1,0% v/v na alimentação dos reatores.

Os tratamentos apresentam remoção dentro da faixa estabelecida pela literatura para lodo ativado com aeração prolongada entre 10 e 20% (VON SPERLING, 2016). Nas fases de 0% e 1,0% v/v de lixiviado na mistura, esses valores foram superiores a faixa estabelecida, demonstrando maior eficiência de remoção de fósforo com os tratamentos utilizados. Na Figura 30 é possível observar a representação gráfica indicando as concentrações de fósforo afluente e as saídas de cada reator nas fases de alimentação do experimento.

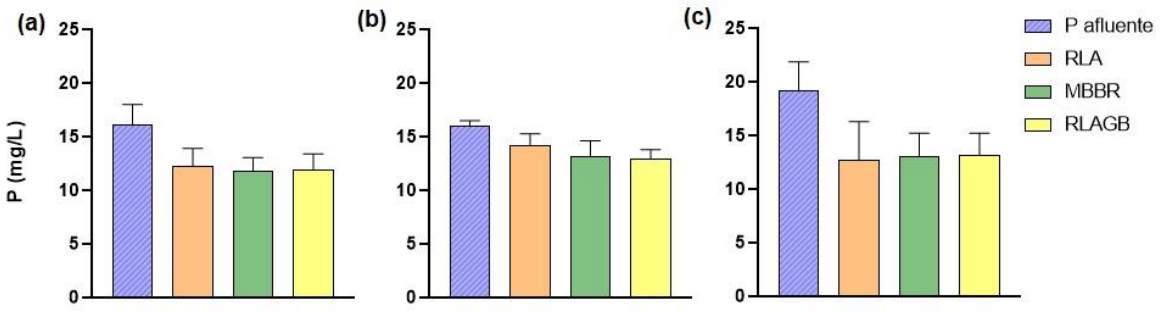


Figura 30 – Representação gráfica das concentrações de P-total afluente e das saída dos reatores em cada fase do experimento. (a) 0% (v/v) de lixiviado, (b) 0,5% (v/v) de lixiviado, (c) 1,0% (v/v) de lixiviado.

Também foi realizado o teste de aumento de GB para verificar a melhoria na eficiência de remoção do fósforo. Na etapa teste, a análise de variância foi significativa em relação ao aumento de granulado bioclástico. O Teste de Tukey mostrou diferença significativa entre as médias (p-valor < 0,05), sendo a dosagem de 80 mg L^{-1} que apresentou menores médias, indicando maior remoção de P-total no efluente tratado (49,29%), como pode ser visto no boxplot da análise comparativa nas diferentes dosagens de granulado bioclástico (Figura 31).

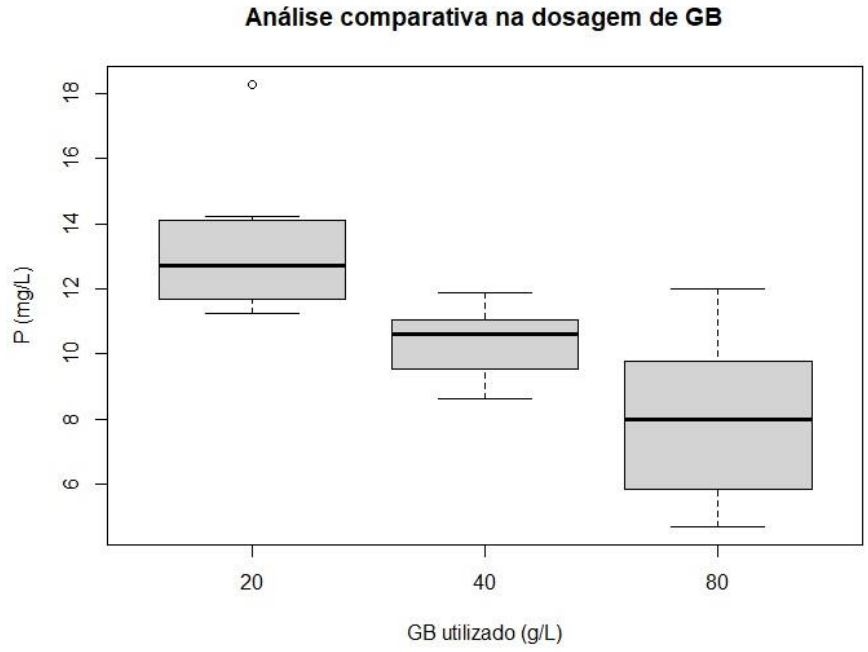


Figura 31 – Representação gráfica (boxplot) da análise comparativa na dosagem de GB inserido no reator.

Na Tabela 17, são apresentados os resultados dos valores médios da concentração de P-total afluente e da saída do RLAGB com as diferentes dosagens do granulado, indicando sua eficiência remoção.

Tabela 17 – Média de concentração P-total (mg L^{-1}) afluente e na saída do reator RLAGB e média das eficiências de remoção.

Reator	Alimentação	P-total afluente	Saída	Remoção (%)
RLAGB + 20 g L^{-1}			13,12 a	17,07
RLAGB + 40 g L^{-1}	1,0% (v/v)	15,82	10,44 b	34,0
RLAGB + 80 g L^{-1}			8,03 c	49,24

As letras representam o Teste de Tukey (p-valor < 0,05) – onde letras diferentes demonstram diferença significativa entre as médias.

O incremento de massa de GB no reator ocasionou eficiência de remoção das concentrações de fósforo muito superiores quando comparadas as demais fases, como pode ser observada na Figura 32, que mostra o comparativo de remoção com diferentes doses de GB. Isso sugere que o uso da alga *Lithothamnium Calcareum*, como granulado bioclástico apresenta potencial para o tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário com até 1,0% (v/v). Faz-se necessária a continuação do desenvolvimento de pesquisas com essa dosagem de GB para diferentes percentuais de lixiviado na alimentação de reatores biológicos.

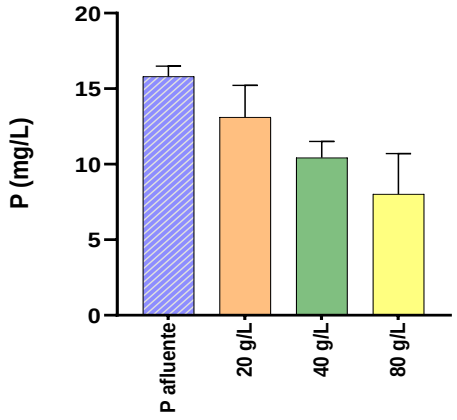


Figura 32 – Representação gráfica do comparativo entre a concentração afluente e de saída do reator RLAGB com diferentes doses de GB

6.8. Nitrogênio Amoniacal

Na Figura 33 é apresentado o *boxplot* dos valores das concentrações de nitrogênio amoniacal na saída de cada reator durante as fases do experimento.

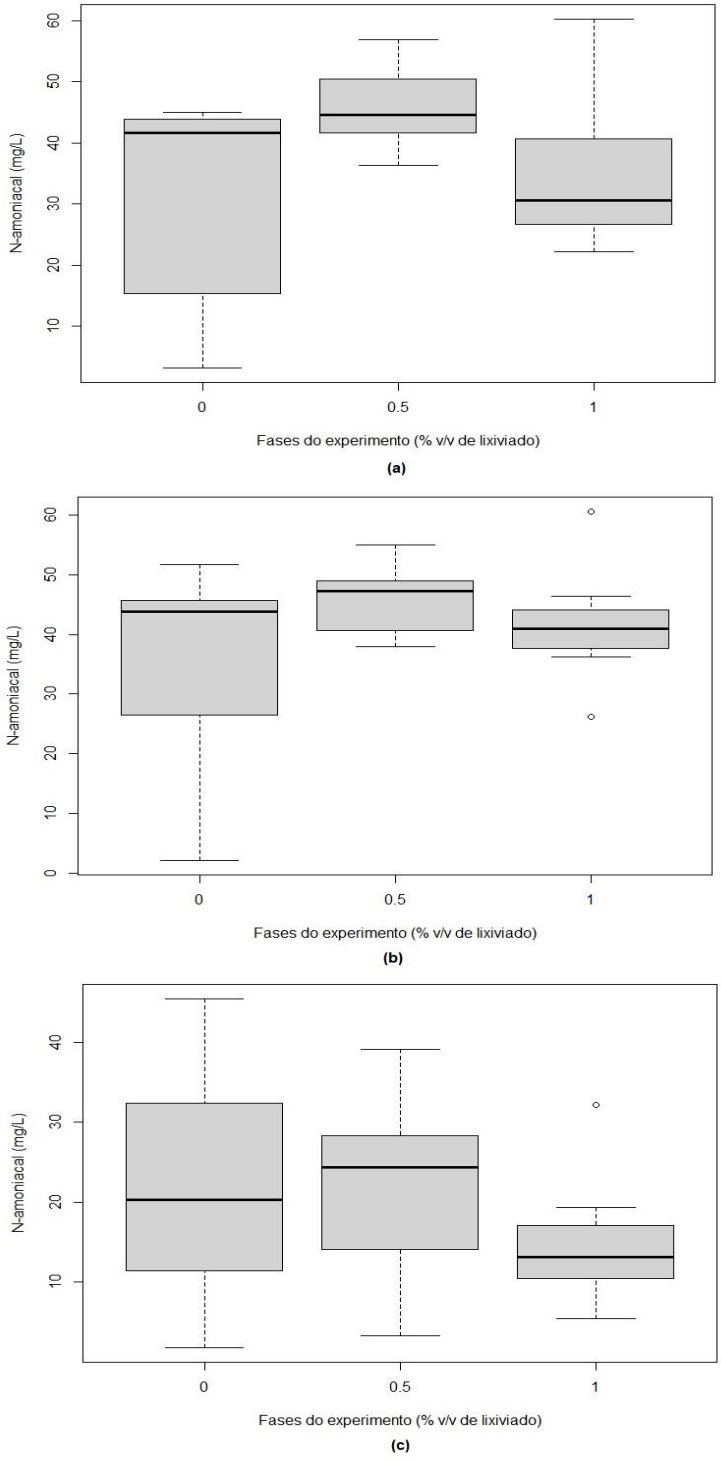


Figura 33 – Representação gráfica (*boxplot)* das concentrações de nitrogênio amoniacal nas saídas dos reatores durante as fases do experimento. (a) RLA, (b) MBBR e (c) RLAGB.

A análise de variância realizada mostrou que os fatores não tiveram interação significativa com a adição de lixiviado na mistura da alimentação, bem como no aumento do percentual inserido. De acordo com o Teste F, as médias são consideradas estatisticamente iguais em relação aos dois fatores para os três reatores, mesmo o RLAGB apresentando médias relativamente inferiores que os demais reatores, principalmente com o aumento de lixiviado no afluente.

Na Tabela 18, são apresentados os resultados dos valores médios da concentração de N-amoniacal, indicando sua eficiência remoção. Nota-se que o afluente apresentou aumento gradativo de nitrogênio amoniacal quando inserido percentual de lixiviado.

Tabela 18 – Valores médios de N-amoniacal (mg L^{-1}) no monitoramento dos reatores ao longo das fases do experimento.

Reator	Alimentação	N-amoniacal afluente	Saída	Remoção (%)
RLA	0% (v/v)	40	31,24	21,9
MBBR			35,68	10,8
RLAGB			21,94	45,2
RLA	0,5% (v/v)	47	45,85	2,40
MBBR			45,86	2,40
RLAGB			22,00	53,2
RLA	1,0% (v/v)	54	34,82	35,5
MBBR			41,53	23,1
RLAGB			14,90	72,4

A eficiência de remoção de N-amoniacal apresentou redução ao aumentar a concentração de lixiviado nos reatores RLA e MBBR na Etapa 2, havendo declínio abrupto na remoção saindo de 21,9% e 10,8% respectivamente quando alimentados somente por esgoto sintético, para 2,40% em ambos reatores quando inserido 0,5% (v/v) de lixiviado no afluente. Esse resultado corrobora com os estudos de Fudala-Ksiazek et al. (2014), onde houve a redução da eficiência de remoção de N-amoniacal ao aumentar a concentração de lixiviado no afluente. Porém, quando inserido 1,0% (v/v) de lixiviado os reatores demonstraram uma estabilização no processo voltando a aumentar o percentual de remoção.

A remoção de N-amoniacal pode ter sido favorecida pelo aumento da carga de matéria orgânica após a adição do lixiviado, corroborando com os resultados encontrados por Gomes (2021).

Em contrapartida, o RLAGB apresentou aumento na eficiência de remoção de N-amoniacal ao longo do experimento, aumentando de 45,2% de remoção no tratamento do efluente sendo alimentado somente com esgoto sintético, para 72,4% quando inserido 1,0% (v/v) de lixiviado em sua alimentação. Na Tabela 18 pode ser observado que o reator com adição de granulado bioclástico apresenta aumento da remoção de N-amoniacal em todas as etapas de tratamento. Avaliando isoladamente o RLAGB nas três etapas do experimento, pode-se observar que o tratamento demonstrou maior eficácia quando comparadas as demais tecnologias, podendo sugerir que o granulado apresentou potencial proteção aos microrganismos, pois a adição de lixiviado não parece ter causado inibição da atividade microbiana, ao contrário disso, o GB pode estar tendenciando um crescimento das bactérias nitrificantes que metabolizam o nitrogênio amoniacal.

Na Figura 34 é possível observar a representação gráfica indicando as concentrações de nitrogênio amoniacal afluente e as saídas de cada reator nas fases de alimentação do experimento.

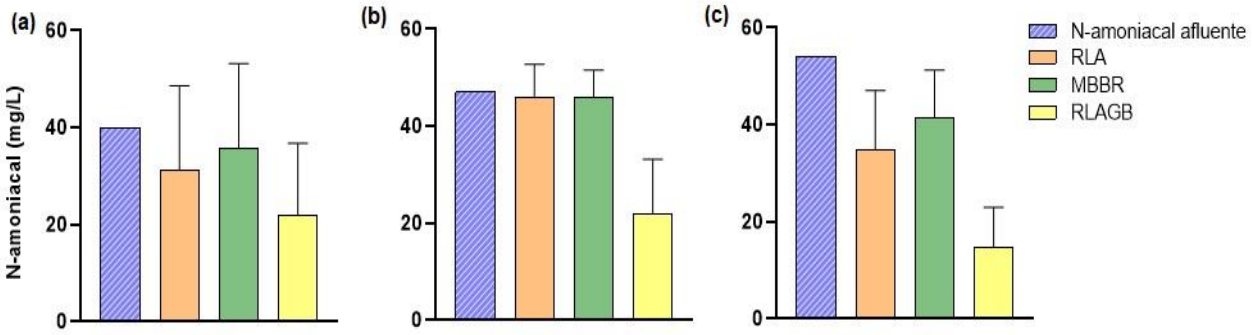


Figura 34 – Representação gráfica da concentração de N-amoniacal afluente e das saídas dos reatores em cada fase do experimento. (a) 0% (v/v) de lixiviado, (b) 0,5% (v/v) de lixiviado, (c) 1,0% (v/v) de lixiviado.

A resolução CONAMA 430 de 2011 (BRASIL,2011) e a NOP-INEA-45 (INEA,2021), estabelecem as condições e padrões para lançamento de efluentes, contendo nitrogênio amoniacal, tendo este valor limite de até 20 mg de N L^{-1}.

Os reatores RLA e MBBR não atingiram os padrões requeridos pela NOP- INEA-45 em nenhuma das três etapas do experimento, apresentando comportamentos de tratamento semelhantes entre si, sendo assim, o processo não foi suficiente para atender a legislação em relação a este parâmetro. Foi observada remoção de nitrogênio nos reatores RLA e MBBR, porém houve pequena redução da concentração afluente de N-amoniacal. Na etapa de

alimentação somente com esgoto sintético, os reatores apresentaram 31,24 e 35,68 mg N L^{-1} no efluente, respectivamente. Com a adição de 0,5% (v/v), houve um aumento na concentração de N-amoniacal, sendo as saídas com de 45,85 e 45,86 mg N L^{-1}, respectivamente. Posteriormente, com o restabelecimento do sistema, ao adicionar 1% (v/v) de lixiviado no afluente, o efluente apresentou 34,82 e 41,53 mg N L^{-1}, respectivamente.

Como visto, o RLAGB demonstrou melhor tratamento em todas as fases do experimento. Nas duas etapas inicias o reator atingiu valores minimamente superiores que o limite máximo, sendo na primeira etapa 21,94 mg N L^{-1} no efluente, e quando adicionado 0,5% (v/v) apresentou saída de 22 mg N L^{-1} no reator. A adição de maior percentual de lixiviado (1,0% v/v) garantiu a menor concentração, sendo 14,90 mg N L^{-1} no efluente tratado, estando em conformidade com o que é preconizado nos critérios mais restritivos da legislação vigente.

6.9. Emissão de Óxido Nitroso (N_2O)

As emissões de N_2O apresentaram significativo aumento quando inserido lixiviado na mistura da alimentação dos reatores. Na Figura 33 é apresentado o *boxplot* dos valores das taxas de N_2O emitido por cada reator durante as fases do experimento.

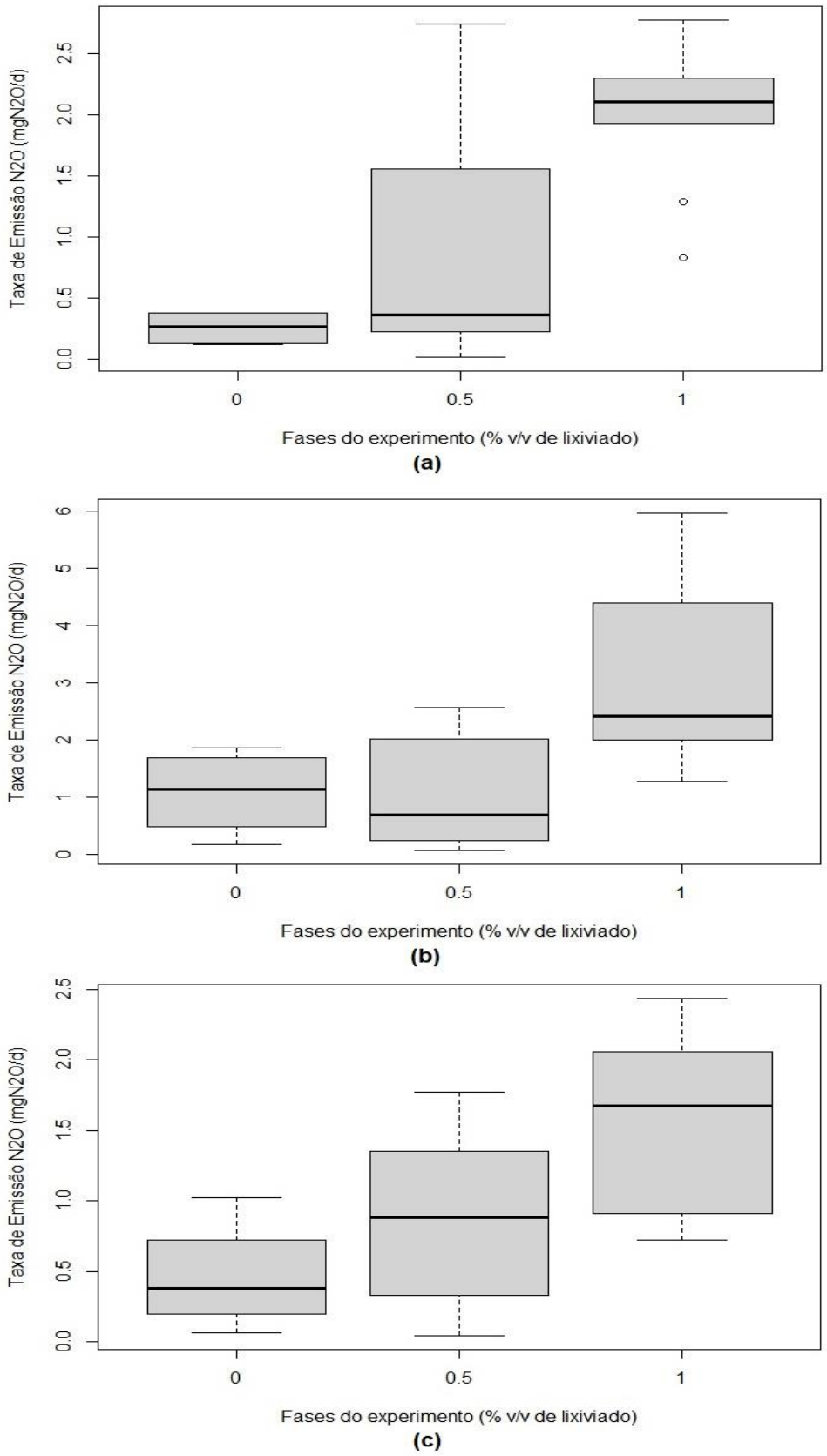


Figura 35 - Representação gráfica (*boxplot)* da taxa de emissão de N_2O para cada reator. (a) RLA; (b) MBBR e (c) RLAGB

Na análise de variância realizada mostrou que os fatores tiveram influência significativa com a adição de lixiviado na mistura da alimentação. De acordo com Teste de Tukey ($p<0,05$), a fase do experimento com mistura de 1,0% (v/v) de lixiviado apresenta diferença entre as médias das demais fases, com média superior de concentração para os três reatores.

Na Figura 34, pode-se analisar a variação temporal das taxas de N_2O emitidas por cada reator ao longo do experimento.

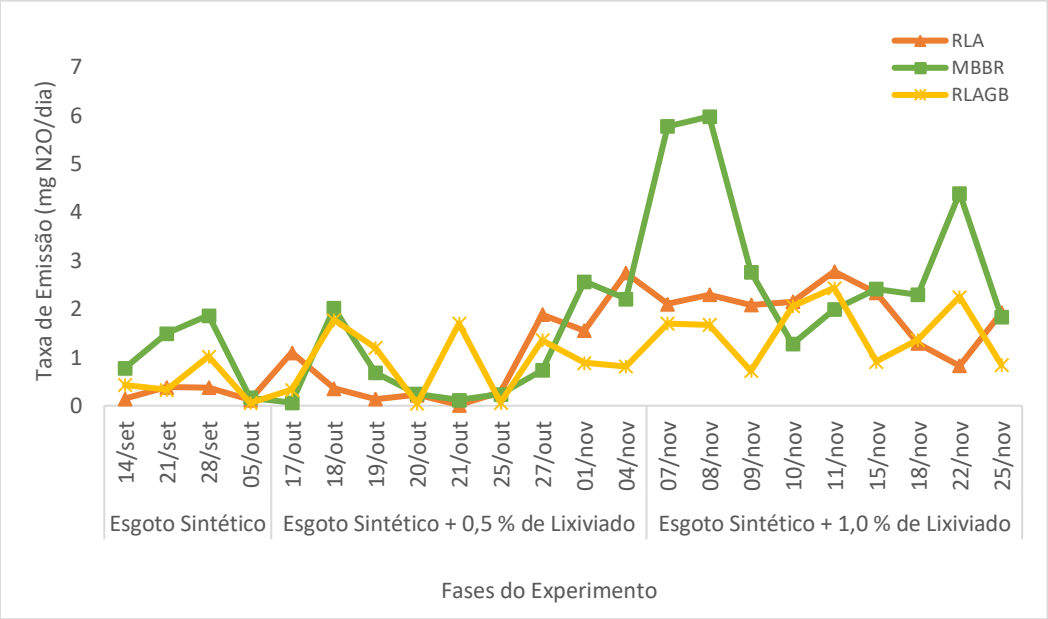


Figura 36 – Variação temporal das taxas de N_2O emitidos nos reatores ao longo do experimento.

Como visto, o reator MBBR obteve maior média de emissão de N_2O ao longo das fases do experimento, saindo 1,08 mg $N_2O.d^{-1}$ somente com esgoto sintético, para 3,19 mg $N_2O.d^{-1}$ quando inserido 1,0% de lixiviado na mistura da alimentação. Uma justificativa para tal desempenho pode ser a elevada concentração da DQO afluente deste reator.

Durante o monitoramento dos reatores pode-se observar que os três reatores apresentaram maiores emissões quando inserido 1,0% (v/v) de lixiviado na mistura da alimentação. O que corrobora com os estudos de Ribeiro et al. (2017), que verificaram as emissões de N_2O oriundas de uma estação de tratamento que recebia lixiviado de aterro eventualmente na proporção de 1,0% (v/v). Observaram que a inserção de lixiviado no afluente aumentou significativamente a emissão de óxido nitroso na estação. Na Tabela 19, consegue-se

confirmar tal fato por meio das médias das taxas de N_2O emitido por cada reator ao longo das etapas do experimento.

O RLAGB apresentou emissões de N_2O minimamente inferiores quando comparada ao controle (RLA), 1,55 e 1,97 mg $N_2O.d^{-1}$, respectivamente, não sendo possível concluir que o granulado bioclástico tenha sido determinante para redução da emissão do gás, embora se tenham observado as menores concentrações de nitrogênio amoniacal no RLAGB em todas as etapas do trabalho.

Tabela 19 – Valores médios de concentração de N_2O (mg $N_2O.d^{-1}$) emitido por reator em cada fase do experimento.

Reator	**0%**	**0,5%**	**1,0%**
RLA	0,25 b	0,92 a	1,97 b
MBBR	1,08 a	0,99 a	3,19 a
RLAGB	0,21 b	0,91 a	1,55 b

As letras representam o Teste de Tukey (p-valor<0,05) – onde letras diferentes demonstram diferença significativa entre as médias.

O processo de nitrificação pode produzir significativas quantidades de N_2O sob condições de pH inferior à 6,5, associada a concentração de OD elevada, e a disponibilidade de matéria orgânica (WRAGE et al., 2001), condições que foram encontradas no desenvolvimento da pesquisa no tratamento combinado de lixiviado e esgoto sintético ao longo das fases do experimento. Esses resultados são corroborados pelos obtidos por Thoern e Soerensson (1996), que encontraram maiores emissões de N_2O em pH próximo a 5,5, em uma planta piloto. Hanaki et al. (1992) observaram aumento da emissão de N_2O quando verificado decréscimo do pH 8,5 para 6,5.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo se concentrou na avaliação comparativa de tecnologias de tratamento que visam analisar o desempenho e as emissões de N_2O em reatores biológicos ao tratar simultaneamente esgoto sanitário e lixiviado de aterro. Os resultados destacam que a adição de lixiviado na alimentação dos reatores - RLA, MBBR e RLAGB - não teve impactos significativos nos parâmetros analisados, como cor, turbidez, DQO e P-total. No entanto, a concentração de lixiviado propiciou efeito na emissão de N_2O, acarretando aumento da emissão para os três reatores, corroborando o que é relatado na literatura. Na ausência do lixiviado, na alimentação somente com esgoto sintético, os reatores apresentaram comportamentos semelhantes entre si, não havendo diferenças significativas no tratamento para todos os parâmetros. Com a adição de lixiviado (0,5% e 1,0% v/v), os reatores apresentaram pequena redução nas eficiências de remoção nos parâmetros analisados. E assim como na fase anterior, não houve diferenças significativas de tratamento, também sendo considerados estatisticamente semelhantes entre si.

Comparando com as demais tecnologias, o reator RLAGB demonstrou-se mais eficiente no tratamento. No que diz respeito à eficiência de remoção de DQO, o RLAGB apresentou menores médias de concentração no efluente em todas as fases de alimentação do experimento, sugerindo que o uso da alga *Lithothamnium Calcareum*, como granulado bioclástico apresenta grande potencial para o tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário. Em relação as emissões, o RLAGB apresentou emissões de N_2O minimamente inferiores quando comparada ao RLA, 1,55 e 1,97 mg $N_2O.d^{-1}$, respectivamente, não sendo possível concluir que 20g L^{-1} de granulado bioclástico aplicado, tenha sido determinante para redução da emissão do gás, embora se tenham observado as maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal no RLAGB em todas as etapas do experimento.

O reator MBBR apresentou maior emissão de N_2O em relação aos demais reatores em todas as fases do experimento. Sendo as médias de emissão acentuadas com o aumento percentual de lixiviado. O MBBR obteve maior média de emissão de N_2O ao longo das fases do experimento, saindo 1,08 mg $N_2O.d^{-1}$ somente com esgoto sintético para 3,19 mg $N_2O.d^{-1}$ quando inserido 1,0% de lixiviado na mistura da alimentação. O reator RLA e RLAGB obtiveram comportamentos semelhantes, podendo ser considerados estatisticamente equivalentes.

Na realização do teste de aumento de GB, foi verificado que não houve diferença significativa de remoção de DQO no efluente quando inserida as diferentes massas de

granulado bioclástico. Em contrapartida, o RLAGB apresentou um aumento na eficiência de remoção de fósforo quase três vezes superior quando inserido 80g L^{-1} em comparação ao tratamento inicial, com 20g L^{-1}. Saindo de 17,07% para 49,24% na eficiência de remoção de fósforo.

Se faz necessária a continuação do desenvolvimento de pesquisas com as tecnologias utilizadas para avaliar os impactos de maiores dosagens de lixiviado de aterro sanitário nos processos de tratamento de efluentes, para verificar as eficiências e emissões de N_2O, bem como investigar a aplicação de maior quantidade de massa de GB aplicado ao reator, a fim de compreender os processos de tratamento.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento. NBR 8419, 1984.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos – Procedimento. NBR 8849, 1985.

AHN, J. O.; KIM, S.; PARK, H.; RAHM, B.; PAGILLA, K.; CHANDRAN, K. N_2O emissions from activated sludge processes, 2008-2009: results of a national monitoring survey in the United States. *Environ. Sci. Technol.*, v. 44, n. 12, p. 4505- 4511, 2010.

ABOOBAKAR, A.; CARTMELL, E.; STEPHENSON, T.; JONES, M.; VALE, P.; DOTRO, G. Nitrous oxide emissions and dissolved oxygen profiling in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant. Water Research, v. 47, p. 524-534, 2013.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil . São Paulo: ABRELPE, 2021.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil . São Paulo: ABRELPE, 2022.

ANDREOTTOLLA, Gianni; FOLADORI, Paola; RAGAZZI, Marco. Upgrading of a small wastewater treatment plant in a cold climate region using a moving bed biofilm reactor (MBBR) system. Water Science and Technology, v. 41. p. 177-185, 2000.

APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 22ª ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2012.

AQUIM, P.M., Gestão em Curtumes: uso integrado e eficiente da água (Tese) , UFRGS, Porto Alegre, 2009.

BITTON, Gabriel. Wastewater microbiology. John Wiley & Sons, 3. ed., Ed. Wiley-Liss, New York, 2005.

BOCCHIGLIERI, M.M. O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos. Tese de Doutorado em Saúde Pública. USP, 2010.

BORTOLI, M., KUNZ, A., SOARES, H. M., BELLI FILHO, P., DA COSTA, R. H. R. Emissão de óxido nitroso nos processos de remoção biológica de nitrogênio de efluentes. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 17, n. 1, p. 1-6, 2012.

BOU, Á. S. F.; NASCENTES, A. L; Pereira, B. C.; DA SILVA, L. D. B.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C. Mathematical modeling of COD removal via the combined treatment of

domestic wastewater and landfill leachate based on the PACT process. Journalof Environmental Science and Health, Part A, 50, p. 378-384, 2015.

BOU, Á. S. F.; Pereira, B. C.; DA SILVA, L. D. B.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; NASCENTES, A. L. Remoção da cor no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico via processo PACT®. EngSanit Ambient, v.23, n.2, p. 385-393, 2018.

BOVE, D.; MERELLO, S.; FRUMENTO, D.; AL ARNI, S.; ALIAKBARIAN, B.; CONVERTI, A. A critical review of biological process na Technologies for landfill leachate treatment. Chemical Engineering Technology, v. 38, n. 12, p. 2115-2126, 2015.

BRAGA, B. et al.. Introdução à Engenharia Ambiental. 2. ed. São Paulo: Pearson, 336p, 2005.

BRASIL. Lei 12.305 de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Altera a Le 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007/2010/2010/lei/l12305.htm >. Acesso :29 de Junho de 2021.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 8 de Agosto de 2021.

BRASIL. Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf>. Acesso em 8 de agosto de 2021.

BRENNAN, R.B.; CLIFFORD, E.; DEVROEDT, C.; MORRISON, L.; HEALY, M.G. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. Journal of Environmental Management, v. 188, p. 64-72, 2017.

BRINKLEY, J.; JOHNSON, C. H.; SOUZA, R. Moving Bed Biofilm Reactor Technology - A Full Scale Installation for Treatment of Pharmaceutical Wastewater. In: 87th Annual Conference - North Carolina American Water Works Association and the North Carolina Water Environment Association, Charlotte, Carolina do Norte, EUA, 2007.

BRITO, P. C. de. Influência da carga orgânica e da vazão de ar sobre o desempenho de um reator de leito móvel (MBBR) tratando esgoto sanitário.2019. Dissertação (Mestrado em Ciências, Gestão e Saneamento Ambiental). Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2019.

BROTTO, A.C.; DE MELLO, W.Z.; KLIGERMAN, D.C.; PICCOLI, A.S. Nitrous oxide emissions from activated sludge wastewater treatment plant with prolonged aeration process. Química Nova, v. 33, p. 618-623, 2010.

BURGESS, J.E.; COLLIVER, B.B.; STUETZ, R.M.; STEPHENSON, T. Dinitrogen oxide production by a mixed culture of nitrifying bacteria during ammonia shock loading and aeration failure. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, v. 29, n. 6, p. 309–313, 2002.

CALETTI, R. P. K. Eficiência do Lithothamnium Calcareum na Remoção do Fósforo de Lixiviado de Aterro Sanitário. 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2017.

CASTILHOS JR., A.B. (Coord.). Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CHEN, W.-.H. , YANG, J.-.H. , YUAN, C.-.S. , YANG, Y.-.H. ,. Toward better understanding and feasibility of controlling greenhouse gas emissions from treatment of industrial wastewater with activated sludge. Environ. Sci. Pollut. Res. 23 (20), 20449–20461, 2016.

CHEN, X. , MIELCZAREK, A.T. , HABICHT, K. , ANDERSEN, M.H. , THORNBERG, D. , SIN, G. Assessment of full-scale N_2O emission characteristics and testing of control con- cepts in an activated sludge wastewater treatment plant with alternating aero- bic and anoxic phases. Environ. Sci. Technol. 53 (21), 12485–12494, 2019 .

CHEN, J.; XIE, Y.; SUN, S.; ZHANG, M.; YAN, P.; XU, F.; TANG, L.; HE, S. Efficient nitrogen removal through coupling biochar with zero-valent iron by different packing modes in bioretention system. Environ. 223, 115375, Res., 2023.

CRUTZEN, P. J., MOSIER, A. R., SMITH, K. A., & WINIWARTER, W. N_2O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, 7(4), 11191-11205, 2007.

CZEPIEL, P.; CRILL, P.; HARRISS, R. Nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment. Environmental Science & Technology, v. 29, n. 9, p. 2352-6, 1995.

DAELMAN, M. , M VAN VOORTHUIZEN, E. , G J M VAN DONGEN, L. , VOLCKE, E. , VAN LOOSDRECHT, M. Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment - Results from a long-term study. Water Sci. Technol. 67, 2350–2355, 2013.

DAHLAN, I. (2019). Leachate treatment: Case studies in selected european and asian countries. In Waste Management: Concepts, Methodologies, Tools, and Applications (pp. 1037–1054). IGI Global.

DE-BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003). Water Resources, v. 38, p. 4222–4246, 2004.

DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; DEL BORGHI, M. Combined Treatment of Leachate from Sanitary Landfill. Chemical and Biochemical Engineering Quarterly, v. 17, n. 4, p. 277-283, 2003.

DE MELLO, W. Z; ANDRADE, S. A.; KLIGERMAN, D. C.; OLIVEIRA, J. L. M.; RIBEIRO, R. P.; ALMEIDA, P. A.; BROTTO, A. C.; ALVES, B. R. Principais fatores de controle de emissões de óxido nitroso em sistema de tratamento de esgoto de lodo ativado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 13., 2011, Rio Grande do Sul. *Anais*... Rio Grande do Sul, 2011.

DESLOOVER, J. , DE CLIPPELEIR, H. , BOECKX, P. , DU LAING, G. , COLSEN, J., VERSTRAETE, W. , VLAEMINCK, S.E. Floc-based sequential partial nitritation and anammox at full scale with contrasting N 2 O emissions. Water Res. 45 (9), 2811–2821, 2011.

DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G. L.; BASSIN, J.P. Processos biológicos avançados para tratamentos de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo de diversidade microbiana. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

DIAS, C.T.M. Granulados bioclásticos: algas calcárias. Revista Brasileira de Geofísica, v.18, 2000.

FORSTER, P. et al. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, US, 500–587, 2007.

FUJII, F. Y., PIVELI, R. P., CAMPOS, F., BUENO, R. F., & SOBRINHO, P. A. Desempenho de reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. Engenharia Sanitária e Ambiental, 18, 349-358, 2013.

GAO, M. et al. Nitrous oxide emissions from an aerobic granular sludge system treating low-strength ammonium wastewater.Journal of Bioscience and Bioengineering, 601-605, 2016.

GAO, J., WANG, R., LI, Y., HUANG, H., SU, X., AN, Z., YIN, W., YANG, L., RONG, L., SUN, F., Effect of aeration modes on nitrogen removal and N_2O emission in the partial nitrification and denitrification process for landfill leachate treatment. Journal of Science of the Total Environment, 2022

GOMES, L.P. (Coord.). Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

GOMES, L.C.A Avaliação de um reator em batelada sequencial no cotratamento de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico. Dissertação – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arpuca, Rio de Janeiro, 2021.

GUIMARÃES, G. P; MELLO, W. Z. de. Fluxos de óxido nitroso na interface ar-mar na Baía de Guanabara. Química Nova, v. 31, n. 7, p. 1613-1620, 2008.

GUO, J. S.; ABBAS, A. A.; CHEN, Y. P.; LIUA, Z. P.; FANG, F.; CHEN, P.; Treatment of Landfill Leachate Using a Combined Stripping, Fenton, SBR, and Coagulation Process, Journal of Hazardous Materials, vol. 178, n. 1-3, p 699–705, 2010.

GUIRY, M.D. & GUIRY, G.M. 2009 AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em <http://www.algaebase.org>; Acesso em 20 de julho de 2020.

HANAKI, K.; HONG, Z.; MATSUO, T. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. *Water Sci. Technol.*, v. 26, n. 1-12, p. 1027-1036, 1992.

HENZE, M., VAN LOOSDRECHT, M. C., EKAMA, G. A., & BRDJANOVIC, D. (Eds.). Biological wastewater treatment. IWA publishing, 2008.

INEA,2021. Instituto Estadual do Ambiente NOP-INEA-45– Estabelece critérios e padrões de lançamento de esgoto sanitário,2021

IPCC, 2020: Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima – Mudança do Clima e Terra. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações – Relatório especial do IPCC sobre mudança do clima, desertificação, degradação da terra, manejo sustentável da terra, segurança alimentar, e fluxos de gases de efeito estufa em ecossistemas terrestres.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos 7ª edição, Rio de Janeiro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária–ABES, 2014.

KAMARUDDIN, M.A.; YUSOFF, M. S.; AZIZ,H. A.; HUNF, Y. Sustainable treatment of landfill leachate. Applied Water Science, v. 5, p.113-126, 2015.

KAMPSCHREUR, M. J. et al. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. Water Research, v. 43, n. 17, p. 4093–4103, 2009.

KULIKOWSKA, D. Nitrogen removal from landfill leachate via the nitrite route. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v. 29, p. 211-219, 2012.

LACONI, C., ROSSETTI, S., LOPES, A., RIED, A.; Effective Treatment of Stabilized Municipal Landfill Leachates, Chemical Engineering Journal, v. 168, 2011, p. 1085–1092, 2011.

LEBRON, Y. A. R., MOREIRA, V. R., BRASIL, Y. L., SILVA, A. F. R., SANTOS, L. V. DE S., LANGE, L. C., & AMARAL, M. C. S. (2021). A survey on experiences in leachate treatment: Common practices, differences worldwide and future perspectives. Journal of Environmental Management, 288, 112475.

LEITE, V.D; PEARSON,H.W; SOUSA, J.T; LOPES, W.S. The Removal of Ammonia from Sanitary Landfill Leachate Using a Series of Shallow Waste Stabilization Ponds. Water Science & Technology, v.63, n. 4 , p. 666 – 670, 2011.

LUNDIN, M.; OLOFSSON, M.; PETTERSSON, G.J.; ZETTERLUND, H. Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. Resource Conservation and Recycling, v. 41, p. 255–278, 2004.

MANNARINO, C. F., FERREIRA, J. A., MOREIRA, J. C.; Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico como Alternativa para a Solução de um Grave Problema Ambiental e de Saúde Pública – Revisão Bibliográfica, Caderno de Saúde Coletiva, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 11-9, 2011.

MANNARINO, C.F. Avaliação do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico Utilizando Indicadores Físico-Químicos e Biológicos. Tese de Doutorado sem Saúde Pública e Meio Ambiente. ENSP/FIOCRUZ, 2010.

MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. Chemosphere, v. 46, p. 851–858, 2002.

MASSARA, T.M. , MALAMIS, S. , GUISASOLA, A. , BAEZA, J.A. , NOUTSOPOULOS, C. , KATSOU, E. A review on nitrous oxide (N 2 O) emissions during biological nutrient re-moval from municipal wastewater and sludge reject water. Sci. Total Environ. 596, 106–123, 2017 .

McBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.J. Solid wasteland fill engineering and design. New Jersey: Prentice Hall, 1995.

MELO, T. V.; MOURA, A. M. A. Utilização da Ferinha de Algas Calcáreas na Alimentação Animal. Archivos de Zootecnia, Córdova, 2009.

METCALF e EDDY. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse. New York: McGraw-Hill, 2003.

METCALF, L.; EDDY, H.P. Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos. 5ª edição. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. Bookman, 2016.

MOJIRI, A., ZHOU, J. L., RATNAWEERA, H., OHASHI, A., OZAKI, N., KINDAICHI, T., & ASAKURA, H. Treatment of landfill leachate with different techniques: an overview. Journal of Water Reuse and Desalination, 11(1), 66–96, 2020

MORAVIA, W.G. Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas. 2010. 237f. Tese

(Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais-UFMG, Belo Horizonte, 2010.

NASCENTES, A.L. Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico. Tese de Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. EQ/UFRJ, 2013.

NASCENTES, A.L.;DO NASCIMENTO, M.M.P; Brasil, F. da C.; CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico - Aspectos operacionais e microbiológicos.Revista Teccen, 08 (1): 05-12, 2016.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION - NOAA. Disponível em: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/hats/combined/N2O.html>. Acesso em: 4 de janeiro de 2023.

NAVEEN, B. P., MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G., SIVAPULLLAIAH,P. V.; RAMACHANDRA, T.V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. Environmental Pollution, v. 200, p 1-12, 2017.

NOGUEIRA, M. F. M. Estudo do efeito da adição de material granulado bioclástico (Lithothamnium calcareum) aplicado na remoção de carga orgânica e poluentes no tratamento de efluentes em biorreator aeróbio. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2019.

ØDEGAARD, H., RUSTEN, B., e WESTRUM, T. A new moving bed biofilm reactor – application and results. Water Science and Technology. Vol. 29 (10-11), p. 157-165, 1994.

PEREIRA, B.C. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário com lodos ativados e monitoramento de emissão de óxido nitroso. 2018. 85 p. Dissertação (Mestrado Ciências, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

PIVELI, R.P. Curso: "Qualidade das águas e poluição: Aspectos físico-químicos" – Aula 11 Nutrientes: Compostos de Nitrogênio e Fósforo em águas, 2016.

PORTELLA, A.R. Couluna de leito utilizando Lithothamnium calcareum com pós tratamento de esgoto sanitário para remoção de nutrientes. Dissertação de Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, 2022

QUINTELAS, C., MESQUITA, D. P., TORRES, A. M., COSTA, I., & FERREIRA, E. C. (2020). Degradation of widespread pharmaceuticals by activated sludge: Kinetic study, toxicity assessment, and comparison with adsorption processes. Journal of Water Process Engineering, 33, 101061, 2020.

RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F. e MOULIN, P. Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity. Journal of Hazardous Materials, v. 150, p. 468-493, 2008.

RIBEIRO, R. P., FERREIRA, H. B. P., UBERTI, A. E., VALÉRIO, R. R., RIETOW, J. C., AMARAL, K. G., & AISSE, M. M. Evaluation of the spatial and temporal variability of nitrous oxide (N_2O) emissions at two different full-scale aerobic treatment systems used in the post-treatment of UASB effluents in Brazil. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021.

RIBEIRO, R.P. Emissões de Óxido Nitroso do Tanque de Aeração de uma Estação de Tratamento de Esgotos com Sistema de Lodos Ativados Convencional. Dissertação de Mestrado em Geociências. UFF, 2013

RIBEIRO, R.P.; de MELLO, W.Z.; ALVIM, R.B.; ANDRADE, S.A.; BROTTO, A.C.; KLIGERMAN, D.C.; OLIVEIRA, J.L.M.; de ALMEIDA, P.A. Emissões de óxido nitroso do tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgotos com sistemas de lodos ativados convencional. Química Nova, v. 36, n. 7, p. 998-1003, 2013.

RIBEIRO, R. P.; ALVIM, R. B.; ANDRADE, S. A.; KLIGERMAN, D. C.; ALMEIDA, P. A. de; OLIVEIRA, J. L. M.; MELLO, W. Z. de. Controlling factors of nitrous oxide emissions from a conventional activated sludge wastewater plant. Engevista, v. 17, n. 3, p. 375-384, 2015.

RIBEIRO, R. P. – Emissões de óxido nitroso em diferentes condições operacionais de sistemas de tratamento de esgoto por lodos ativados em escala real e de bancada – Niterói, 2017.

RUIZ, G. S., TANNURI, S. T., MAUAD, C. R., VENDRAMEL, S. M. R., & VENEU, D. M. (2022). Avaliação da eficiência de remoção de DQO, nitrogênio e fósforo no cotratamento de esgoto com lixiviado em sistema de lodos ativados. Holos Environment, 22(1), 1–17, 2022.

RUSTEN, B.; EIKEBROKK, B.; ULGENES, Y.; e LYGEREN, E. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. Aquacultural Engineering, v. 34, p. 322–331, 2006.

SALVETTI, R., AZZELLINO, A., CANZIANI, R. et al., "Effects of temperature on tertiary nitrification in moving-bed biofilm reactors", Water Research, v. 40, n. 15, pp. 2981-2993, 2006.

SANT'ANNA JR, Geraldo Lippel. Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 16, p. IV-IV, 2011.

SANTOS, A.S.P. Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro –UFRJ, COPPE, Rio de Janeiro, 2010.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento, 2019.

SINIR – Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão de Resíduos Sólidos. Disponível em: <https://sinir.gov.br/informacoes/plano-nacional-de-residuos-solidos/>. Acesso em: 02 de abril de 2023.

SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: Anais 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 2007.

SOUZA, A.E.; FONSECA, D.S. Fosfato - Anuário Mineral Brasileiro – Edições 1995 a 2007– DNPM / MME – Brasília / DF, 2007.

TCHOBANOGLOUS, G.; KREITH, F. Handbook of Solid Waste Management. New York: McGraw-Hill, 2002.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues. New York: McGraw-Hill, 1993.

TENG, C., ZHOU, K., PENG, C., CHEN, W., Characterization and treatment of landfill leachate, 2021.

THOERN, M.; SOERENSSON, F. Variation of nitrous oxide formation in the denitrification basin in a wastewater treatment plant with nitrogen removal. Water Research, v. 30, n. 6, p. 1543-1547, 1996

VAIDHEGI, K. et al. Treatment of bagasse based pulp and paper industry effluent using moving bed biofilm reactor. International Journal of ChemTech Research, v. 5, n. 3, p. 1313-1319, 2013.

VENEU, D. M., GONÇALVES, G., SILVA, A., LIOI, A., CRISTIANE, N., MAUAD, R., YOKOYAMA, L., BEZERRA, M., MONTE, D. M., VILLAS, D., & CAMPOS, B. DE. (2023). Phosphorus recovery from aqueous solutions using Bioclastic Granules (Lithothamnium calcareum). Environmental Science and Pollution Research, 0123456789.

VENEU, D. M., YOKOYAMA, L., GALVÃO, O., CUNHA, C., LUIZ, C., BEZERRA, M., & MONTE, D. M. (2019). Nickel sorption using Bioclastic Granules as a sorbent material : equilibrium , kinetic and characterization studies. Journal of Materials Research and Technology, 8(1), 840–852.

VIANA, A.S.P.S.; FIGUEIREDO, I. C.; CANTANHEDE, A. Avaliação do Cotratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários com esgoto doméstico no município do Rio de Janeiro - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. In: Anais 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias volume 4 - Lodos ativados. Belo Horizonte. Editora UFMG 4ª edição revista e ampliada, 2016

WANG, X. J; XIA, S.Q.; CHEN, L; ZHAO, J.F; RENAULT, N.J.; CHOVELON, J.M. Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor. Process Biochemistry, v. 41, n. 4, p. 824–828, abr. 2006

WEF/ASCE/EWRI, 2005, Biological Nutriente Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plants, Manual of Practice No. 29, Water Environment Federation, Alexandria, Virginia.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. Biofilm reactors: WEF manual of practice no. 35. Alexandria: Mcgraw Hill, 2011. 608 p.

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

WRAGE, N.; VELTHOF, G.L.; VAN BEUSICHEM, M.L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. Soil Biology and Biochemistry, v. 33, p.1723-1732, 2001

YANG, Y., WANG, L., XIANG, F., ZHAO, L., & QIAO, Z. (2020). Activated Sludge Microbial Community and Treatment Performance of Wastewater Treatment Plants in Industrial and Municipal Zones. International Journal of Environmental Research and Public Health, 17(2), 436, 2020

ZENG, L., CHEN, H., LIU, L. , ZHOU, Q. , WANG, D. Reducing nitrous oxide emission in a sequencing batch reactor operated as static/aerobic/anoxic (SOA) process. Sci. Total Environ. 693, 2019 .

ZILLI, R. P. Influência do tempo de retenção hidráulica e da velocidade superficial do ar no desempenho de um reator de leito móvel com biofilme (MBBR). Dissertação de Mestrado pela Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 2013.

ZINATIZADEH, A. A. L.; GHAYTOOLI, E. Simultaneous nitrogen and carbon removal from wastewater at different operating conditions in a moving bed biofilm reactor (MBBR): Process modeling and optimization. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, v. 53, p. 98–111, ago. 2015.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 21, p. 29-42, 2016.

ZOU, M., TIAN, W., ZHAO, J., CHU, M., & SONG, T. (2022). Quinolone antibiotics in sewage treatment plants with activated sludge treatment processes: A review on source, concentration and removal. Process Safety and Environmental Protection, 160, 116–129, 2022.