

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *Stricto sensu*
DOCTORADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS

JOÃO GUILHERME BAGGIO DE OLIVEIRA

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UASB EM REATOR DE LEITO
EMPACOTADO COM AERAÇÃO INTERMITENTE EM ESCALA PILOTO**

PONTA GROSSA

2020

JOÃO GUILHERME BAGGIO DE OLIVEIRA

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UASB EM REATOR DE LEITO
EMPACOTADO COM AERAÇÃO INTERMITENTE EM ESCALA PILOTO**

Tese apresentada como requisito para obtenção do título de Doutor no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos da Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Claudia Barana

Co-orientador: Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik

PONTA GROSSA

2020

O48 Oliveira, João Guilherme Baggio de
Pós-tratamento de efluente de UASB em reator de leito empacotado com
aeração intermitente em escala piloto / João Guilherme Baggio de Oliveira.
Ponta Grossa, 2020.
77 f.

Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos - Área de
Concentração: Ciências e Tecnologia de Alimentos), Universidade Estadual de
Ponta Grossa.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Claudia Barana.
Coorientador: Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik.

1. Aeração intermitente. 2. Remoção de nitrogênio. 3. Leito empacotado. 4.
Nitrificação. 5. Desnitrificação. I. Barana, Ana Claudia. II. Vuitik, Guilherme
Araújo. III. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ciências e Tecnologia de
Alimentos. IV.T.

CDD: 664


TERMO DE APROVAÇÃO

JOÃO GUILHERME BAGGIO DE OLIVEIRA

**"Pós tratamento de efluente de UASB em reator de leito empacotado om
aeração intermitente em escala piloto".**

Tese aprovada como requisito para obtenção do grau de Doutor(a) no Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora:

Orientador:



Prof. Dr. Ana Cláudia Barana

Prof. Dr. Eugenio Foresti

Prof. Dr. Deize Dias Lopes

Prof. Dr. Maria Magdalena Ribas Doll

Prof. Dr. Bárbara Zanicotti Leite Ross

Ponta Grossa, 21 de dezembro de 2020.

“Dedico aos meus pais que nas horas mais difíceis foram o meu suporte e que nem por um minuto me permitiram pensar em desistir, e que por vezes abdicaram de seus sonhos para realizar os meus.

Amo vocês”

AGRADECIMENTOS

A Deus, que esteve presente em todos os momentos, pela força e inspiração nos dias de fraqueza.

Aos meus pais, José e Oneide, os grandes responsáveis por tudo que consegui até aqui, pelo amparo e pela dedicação irrestrita. Seus exemplos me serviram de suporte. Vocês são a minha fortaleza. Nada teria sido possível sem vocês!

A minha esposa Renata, meu porto seguro, pelos momentos de distração nas horas vagas e de conhecimento técnico nas horas de trabalho durante a elaboração desta empreitada. Por você e pela família que estamos construindo é que busquei forças quando estive fraco. Te amo.

Aos meus irmãos e amigos que direta ou indiretamente estiveram envolvidos neste trabalho, pela torcida e pela ajuda. Vocês são excepcionais.

A minha orientadora Professora Dra. Ana Cláudia Barana, pela orientação deste trabalho, pela paciência e por todo o suporte sempre que necessitei. Obrigado por sua dedicação, que a fez, por muitas vezes, abdicar de seus momentos de descanso para me orientar. E, principalmente obrigado por sempre ter acreditado e depositado sua confiança em mim ao longo de todos esses anos de trabalho. Sem sua orientação, apoio, confiança e amizade, não apenas neste trabalho, mas em todo o caminho percorrido nesses anos, nada disso seria possível.

Ao meu co-orientador Professor Dr. Guilherme Araújo Vuitik pela orientação nos espaços formais e não formais (*Google Meet*, academia, café escola) seu apoio e ajuda foram muito importantes na execução deste trabalho. Um dia espero ser um professor como você.

Aos Professores Dr. Eugenio Foresti, Dra. Maria Magdalena Ribas Doll, Dra. Deize Dias Lopes e Dra. Barbara Zanicotti Leite pelas contribuições na elaboração deste trabalho.

À Universidade Estadual de Ponta Grossa, Departamento de Engenharia de Alimentos e ao Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos, pelas portas sempre abertas, por me fornecer formação e por ser minha segunda casa durante todos esses anos de caminhada acadêmica.

À BioProj pelo financiamento do projeto e pelo pronto apoio sempre que necessitamos.

À SANEPAR pelo financiamento do projeto, pelos funcionários, materiais e por permitir nosso livre acesso na ETE.

E por fim ao Senac PR, que me abriu as portas e tanto me ensinou nos últimos anos.

RESUMO

A maioria das Estações de Tratamento de Esgotos brasileiras não foram projetadas para remoção de nitrogênio. Os processos convencionais de remoção de nitrogênio utilizam duas etapas fisicamente separadas para a nitrificação e desnitrificação, o que aumenta custos com construção e operação do reator. Pesquisas têm mostrado que alguns modelos de reatores com suporte de espuma de poliuretano (PU) são eficientes para fazer o pós tratamento de efluentes, com remoção concomitante de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e nitrogênio total (NT), em único compartimento. Porém, ainda não se têm dados experimentais de reatores em escala piloto tratando uma combinação de esgoto bruto com efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência do tempo de aeração para pós tratamento de esgoto sanitário em um reator com volume total de 5,65 m³, leito empacotado formado por Biobob[®], aeração intermitente e recirculação. O reator foi operado durante 565 dias com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 10 horas e vazão de recirculação (Q_r) igual a 2 vezes a vazão de entrada. A aeração foi feita em três condições diferentes, em ciclos de 180 minutos: aeração contínua, 120 minutos aerando seguidos de 60 sem aeração e 60 minutos aerando seguidos de 120 sem aeração. Os valores médios de DQO, NTK e NH₄⁺ no afluente foram de 537 mg L⁻¹, 53,4 mg L⁻¹ e 48,8 mg L⁻¹, respectivamente. Os resultados de DQO efluente variaram de 67 a 133 mg L⁻¹. O efluente apresentou teores de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) de 8,1 a 18,7 mg L⁻¹ e N-NH₄⁺ de 6,5 a 14,3 mg L⁻¹. Os valores efluentes de N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻ variaram de 0,7 a 1,5 mg L⁻¹ e 0,6 a 1,0 mg L⁻¹, respectivamente. Após 465 dias de operação com TDH de 10 h, o excesso de lodo foi retirado e caracterizado. Foram realizados ensaios hidrodinâmicos antes e após a remoção do lodo e verificou-se, após o descarte, redução do volume de zonas mortas de 974 para 719 L. Foi possível concluir que, nas condições estudadas, o reator de leito empacotado com Biobob[®], aeração intermitente e recirculação é eficiente para o pós tratamento de esgoto sanitário, promovendo a remoção conjunta de DQO e NT em um único compartimento.

Palavras-chave: aeração intermitente, remoção de nitrogênio, leito empacotado, nitrificação, desnitrificação.

ABSTRACT

Most Brazilian Wastewater Treatment Plants do not promote nitrogen removal. Conventional nitrogen removal processes use two physically separate steps for nitrification and denitrification, which increases reactor building and operating costs. Researchers have shown that some models of reactors with polyurethane foam (PU) support are efficient for the concomitant removal of Chemical Oxygen Demand (COD) and total nitrogen (TN) in a single unit. However, there is no experimental data from pilot scale reactors treating an influent combination of raw sewage with effluent from the Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB). For this reason, the objective of this work was to evaluate the influence of aeration time for the post treatment of sanitary sewage in a reactor with a volume of 5.65 m³, packed bed with Biobob®, intermittent aeration and recirculation. The reactor was operated for 565 days with a Hydraulic Detention Time (TDH) of 10 hours and a recirculation flow (Q_r) equal to 2 times the inlet flow. Aeration was done under three different conditions, in 180-minute cycles: continuous aeration, 120 min aerating followed by 60 min with no aeration and 60 min aerating followed by 120 min with no aeration. The influent levels of COD, TKN and N-NH₄⁺ varied from 562 to 512 mg L⁻¹, 55.8 to 51.0 mg L⁻¹ and 52.1 to 45.6 mg L⁻¹, respectively. The results of effluent COD varied from 67 to 133 mg L⁻¹. The concentration of Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) effluent ranged from 8.1 to 18.7 mg L⁻¹. The effluent values of N-NO₃⁻ and N-NO₂⁻ vary from 1.5 to 0.7 mg L⁻¹ and 0.6 to 1.0 mg L⁻¹. After 465 days of operation with 10-hour TDH, the excess sludge was removed and characterized. Hydrodynamic tests were carried out before and after removing the sludge. It was observed a reduction in the dead volume in the pre-disposal and post-disposal conditions from 974 to 719 L, respectively. It was possible to verify that the packed bed reactor with Biobob® with intermittent aeration and recirculation is efficient for the post treatment of sanitary sewage, promoting the removal of COD and NT in a single unit.

Keywords: intermittent aeration, nitrogen removal, packed bed, nitrification, denitrification.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Ciclo do Nitrogênio e possíveis rotas de remoção..... | 16 |
| Figura 2 - Esquema de material suporte, em poliuretano e gradiente de OD presente, que possibilita acomodação de bactérias nitrificantes no ambiente aeróbio e desnitrificantes no anóxico. | 25 |
| Figura 3 - Perfil de OD em material suporte de espumas de poliuretano utilizado em reator de leito estruturado | 26 |
| Figura 4 - Fotografias realizadas por Microscopia Eletrônica de Varredura. A) Parte externa do material suporte; B) Superfície externa do material suporte; C) Rugosidade da superfície externa do material suporte; D) Bactérias aderidas às rugosidades..... | 27 |
| Figura 5 - Fluxograma com as etapas de realização dos experimentos em ordem cronológica | 36 |
| Figura 6 - Foto do reator em operação | 37 |
| Figura 7 - Esquema do Reator Operado em Escala Piloto | 38 |
| Figura 8 - ETE - Iapó - Castro-PR..... | 39 |
| Figura 9 - Estrutura do Biobob [®] utilizado para fixação da biomassa no interior do reator | 40 |
| Figura 10 – Hidrograma da ETE Iapó localizada no município de Castro - Paraná. | 46 |
| Figura 11 – Polutograma da ETE Iapó de Castro - Paraná..... | 47 |
| Figura 12 – Dados de DQO afluente e efluente e de eficiência de remoção de DQO | 49 |
| Figura 13 - Nitrificação, desnitrificação e temperatura em cada uma das condições | 52 |
| Figura 14 - Série Temporal de Remoção de Nitrogênio..... | 53 |
| Figura 15 - Curva C | 56 |
| Figura 16 - Curvas C - ajustada..... | 58 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Composição típica do esgoto doméstico. | 14 |
| Tabela 2 - Resultados de remoção de DQO e NT em processos NDS com suporte de espuma | 28 |
| Tabela 3 - Condições experimentais utilizadas durante todo o experimento | 41 |
| Tabela 4 - Parâmetros e Métodos de Análise utilizados durante o experimento..... | 42 |
| Tabela 5 - Caracterização média do afluente utilizado em cada condição | 47 |
| Tabela 6 - Concentração média de DQO afluente e efluente e eficiência de remoção nas diferentes condições estudadas | 48 |
| Tabela 7 - Concentração médias de NTK, N-amoniaco, N-nitrito, N-nitrato do afluente e efluente das condições estudadas | 50 |
| Tabela 8 - Valores médios de pH e balanço de alcalinidade total consumida e gerada em todos os ensaios..... | 53 |
| Tabela 9 - Concentrações médias de SST, SSF e SSV no efluente do reator | 54 |
| Tabela 10 - Concentrações médias de pH, NTK, DQO, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis do lodo..... | 55 |
| Tabela 11 - Ensaio hidrodinâmico do reator de leito empacotado | 57 |

LISTA DE ABREVIATURAS

- C/N – Relação Carbono/Nitrogênio
- BOA – Bactérias Oxidadoras de Amônia
- BON – Bactérias Oxidadoras de Nitrito
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
- NDS – Nitrificação Desnitrificação Simultânea
- N-NH₄⁺ – Nitrogênio na forma de amônio
- N-NO₂⁻ – Nitrogênio na forma de Nitrito
- N-NO₃⁻ – Nitrogênio na forma de Nitrato
- NT – Nitrogênio Total
- NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
- OD – Oxigênio Dissolvido
- PU – Poliuretano
- RALF – Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado
- SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná
- TDH – Tempo de Detenção Hidráulica
- TRC – Tempo de Retenção Celular
- UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket
- UEPG – Universidade Estadual de Ponta Grossa
- SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
- SST – Sólidos Suspensos Totais
- SSF – Sólidos Suspensos Fixos
- RFP – Reator de Fluxo Pistonado
- CSTR – *Completed Stirred Tank Reactor* (Reator de Mistura Completa)
- N – Numero de Reatores de Mistura Completa em Série

SUMÁRIO

| | | |
|----------|---|------------|
| 1 | INTRODUÇÃO..... | 121 |
| 2 | REVISÃO DA LITERATURA..... | 114 |
| 2.1 | ESGOTO SANITÁRIO | 114 |
| 2.2 | REMOÇÃO DE NITROGÊNIO | 116 |
| 2.1.1 | Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS)..... | 17 |
| 2.2.1.1 | Fatores que interferem no processo de NDS..... | 19 |
| 2.3 | REATOR DE LEITO EMPACOTADO..... | 22 |
| 2.4 | SUPORTE DE ESPUMA DE POLIURETANO | 23 |
| 2.5 | HIDRÁULICA DE REATORES..... | 27 |
| 3 | OBJETIVOS | 33 |
| 3.1 | OBJETIVO GERAL | 33 |
| 3.2 | OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 33 |
| 4 | MATERIAL E MÉTODOS | 34 |
| 4.1 | CONFIGURAÇÃO DO REATOR E DESCRIÇÃO DA ETE..... | 35 |
| 4.2 | MATERIAL SUPORTE PARA CRESCIMENTO DA BIOMASSA..... | 39 |
| 4.3 | ÁGUAS RESIDUÁRIAS | 40 |
| 4.4 | CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO DO REATOR | 40 |
| 4.5 | ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS | 40 |
| 4.6 | ENSAIO HIDRODINÂMICO..... | 41 |
| 4.6.1 | Cálculo para Determinação dos Parâmetros Hidráulicos de Reatores..... | 42 |
| 4.7 | CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DO REATOR..... | 44 |
| 4.8 | ANÁLISE ESTATÍSTICA | 44 |
| 5 | RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 45 |
| 5.1 | CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE..... | 45 |
| 5.2 | REMOÇÃO DE DQO | 47 |
| 5.3 | REMOÇÃO DE NITROGÊNIO | 498 |
| 5.4 | PH E ALCALINIDADE | 52 |
| 5.5 | SÓLIDOS | 53 |
| 5.6 | CARACTERIZAÇÃO DO LODO DO REATOR | 54 |
| 5.7 | ENSAIO HIDRODINÂMICO..... | 55 |
| 6 | CONCLUSÕES..... | 60 |
| 7 | SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS | 60 |
| | REFERÊNCIAS..... | 61 |
| | APENDICE A CÁLCULOS HIDRODINÂMICOS..... | 61 |

1 INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes contendo concentrações elevadas de nutrientes pode prejudicar significativamente o ambiente aquático, favorecendo o crescimento exagerado de plantas e algas, processo denominado eutrofização. A eutrofização pode causar redução dos níveis de oxigênio dissolvido na água, mudanças no pH e floração de cianobactérias, fatores estes que mudam a qualidade das águas prejudicando as formas de vida nela existentes.

Chernicharo et al. (2018) fizeram um levantamento das principais tecnologias utilizadas no tratamento de esgotos nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, e constataram que reator o UASB estava presente em 40% delas. O estado do Paraná é o maior parque de reatores UASB do Brasil e, provavelmente, do mundo, com 89% das ETEs equipadas com essa tecnologia (258 unidades). Esses números nos mostram a importância dessa tecnologia no estado do Paraná.

Os processos anaeróbios utilizados para o tratamento de efluentes, apesar de apresentarem vantagens como baixa produção de lodo e geração de energia, não são eficientes na remoção de nutrientes. Como resultado tem-se esgoto tratado com concentrações de nitrogênio próximas às do não tratado.

Muitos são os estudos voltados para minimizar os custos na implantação e monitoramento de estações de tratamento de efluentes (ETE) que visam a remoção de nutrientes. Alternativas promissoras têm mostrado ser possível a remoção biológica da matéria orgânica e nitrogênio em uma única unidade, através da nitrificação e desnitrificação simultânea em suportes para crescimento do biofilme de espuma de poliuretano (PU) (MOURA et al., 2012, BARANA et al., 2013, WOSIACK et al., 2015, SANTOS et al., 2016, LEICK et al., 2017, MOURA et al. 2018, SILVA et al., 2018).

Neste tipo de reator, a NDS acontece devido ao gradiente da concentração de oxigênio no meio suporte, que favorece a ocorrência estratificada das comunidades que se desenvolvem no biofilme. Assim, nas camadas externas com concentrações de oxigênio mais elevadas, desenvolvem-se bactérias autotróficas aeróbias que oxidam nitrogênio. Nas camadas internas do biofilme, com a ausência de oxigênio, predominam bactérias facultativas heterotróficas desnitrificantes, que vão utilizar o NO_3^- ou o NO_2^- como aceptores finais de elétrons e convertê-los em N_2 , que é liberado para fora do sistema (MUNCH et al., 1996; SEIFI; FAZAELIPOOR, 2012; ZENG et al., 2003).

O reator estudado neste trabalho possui potencial de aplicação real em uma Estação de

Tratamento de Esgoto como tratamento terciário. Foi operado mais de 800 dias removendo DQO e NT com pouco descarte de lodo. O reator de leito empacotado em escala piloto tem capacidade de tratamento de esgoto sanitário de 76 pessoas/dia, podendo atender condomínios de pequeno porte, empresas e/ou empreendimentos comerciais.

O efluente do UASB pode ser considerado como de um efluente de difícil tratamento para remoção de nitrogênio, pois é pobre em matéria orgânica. O pós tratamento com adição de esgoto bruto como fonte de matéria orgânica, apresentou-se como uma possibilidade real de aplicação, pois fornece os doadores de elétrons necessários ao processo de desnitrificação.

O tempo é uma variável relevante na pesquisa acadêmica e constitui importante variável para aplicação de projetos economicamente viáveis. Em reatores operados em escala piloto ainda não encontramos estudos com reatores desse porte em operação por mais de 700 dias para este trabalho e em escala piloto. Assim, este estudo teve por objetivo avaliar um reator de leito empacotado com Biobob[®] em escala piloto, com aeração intermitente e recirculação, na remoção de NT e DQO, alimentado com uma combinação real de esgoto sanitário bruto e efluente de UASB.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 ESGOTO SANITÁRIO

O termo esgoto sanitário é utilizado para definir efluentes provenientes, principalmente, de residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou quaisquer edificações que disponham de instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas, de áreas urbanas ou rurais. Define-se como despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária. Nesse contexto podem ser encontrados no esgoto as águas de higienização, excreções, saponáceos e detergentes sendo que sua composição sofre influência com a variação do clima, situação socioeconômica e hábitos da população. As características dos esgotos dependem dos componentes que os formam e das alterações que ocorrem na rede coletora. O esgoto bruto, além de possuir organismos patogênicos, pode conter grandes quantidades de nutrientes (ABNT, 1986; METCALF e EDDY, 2014).

O esgoto é constituído de 99,9 % de água e 0,1% de impurezas. A concentração e composição do material orgânico presentes no esgoto dependem da sua origem. Cerca de 70% dos sólidos do esgoto são de origem orgânica (VON SPERLING, 2005; JORDÃO E PESSOA, 2005).

O esgoto sanitário recém gerado pode ser rico em compostos nitrogenados orgânicos. Porém, ainda no sistema de coleta, estes compostos sofrem processos de amonificação e hidrólise, sendo transformados em amônia livre (NH_3) e íon amônio (NH_4^+) (VON SPERLING, 2016). Dessa maneira, a maior parte do nitrogênio que chega nas ETEs está na forma amoniacal. Segundo Metcalf e Eddy (2014), o esgoto pode ser classificado em relação a sua composição em esgoto de concentração elevada, média e baixa (Tabela 1).

Tabela 1 - Composição típica do esgoto doméstico.

| Constituinte | Concentração (mg L^{-1}) | | |
|---|-------------------------------------|-------|-------|
| | Elevada | Média | Baixa |
| DQO (mg.L^{-1}) | 1200 | 720 | 350 |
| Nitrogênio Total (mg.L^{-1}) | 85 | 40 | 20 |
| NH_4^+ (mg.L^{-1}) | 50 | 25 | 12 |

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2014)

As principais tecnologias para tratamento dos esgotos estão relacionadas aos processos biológicos, que tem como finalidade maior a remoção de matéria orgânica. Na maioria dos tratamentos comumente empregados não se consegue remover nutrientes. O tratamento biológico, também chamado de tratamento secundário, pode ser dividido em processos bioquímicos aeróbios ou anaeróbios, ou, ainda, uma combinação de ambos os processos (VON SPERLING, 2020).

No Brasil, o tratamento anaeróbio vem sendo bastante utilizado em São Paulo, Minas Gerais e Paraná. A COPASA (MG) e a SANEPAR (PR) possuem muitas estações de tratamento que utilizam a tecnologia anaeróbia em pelo menos uma das etapas, incluindo a ETE Onça e Atuba Sul, as maiores estações de tratamento em Belo Horizonte e Curitiba, respectivamente (COPASA, 2020; SANEPAR, 2020).

Na América do Sul, a tecnologia anaeróbia via UASB é utilizada em aproximadamente 2700 ETEs. No Brasil, é a segunda tecnologia mais utilizada, correspondendo a aproximadamente 30% das estações. O tratamento anaeróbio também vem sendo utilizado em aplicações industriais como cervejarias, destilarias, indústrias químicas e de alimentos em todo o mundo. As vantagens deste tratamento são a eficiência de remoção de matéria orgânica, menores investimentos e baixos custos operacionais (CHAN et al, 2009; NOYOLA et al., 2012; ERSAHIN et al, 2011).

O processo de lodos ativados, aeróbio, também é utilizado para tratamento de esgotos domésticos e industriais. O processo é estritamente aeróbio, no qual o esgoto bruto e o lodo ativado são misturados, agitados e aerados em unidades conhecidas como tanques de aeração. Após este procedimento, o lodo é separado do esgoto tratado em um decantador secundário. Parte do lodo sedimentado retorna ao tanque de aeração e parte é retirada para tratamento específico (VON SPERLING, 2005).

Lagoas de estabilização são alternativas mais simples utilizadas para o tratamento de esgotos, em locais onde há disponibilidade de grandes áreas. Em cidades litorâneas, a utilização de emissários submarinos para lançar os esgotos no mar é bastante comum (ERSAHIN et al, 2011).

Na maioria das estações de tratamento de esgotos do Brasil, o objetivo principal é a remoção de matéria orgânica, não havendo a remoção de nitrogênio. Porém, sendo o nitrogênio um dos responsáveis pela eutrofização de corpos d'água, tem se intensificado a pesquisa de processos que visam sua remoção dos efluentes.

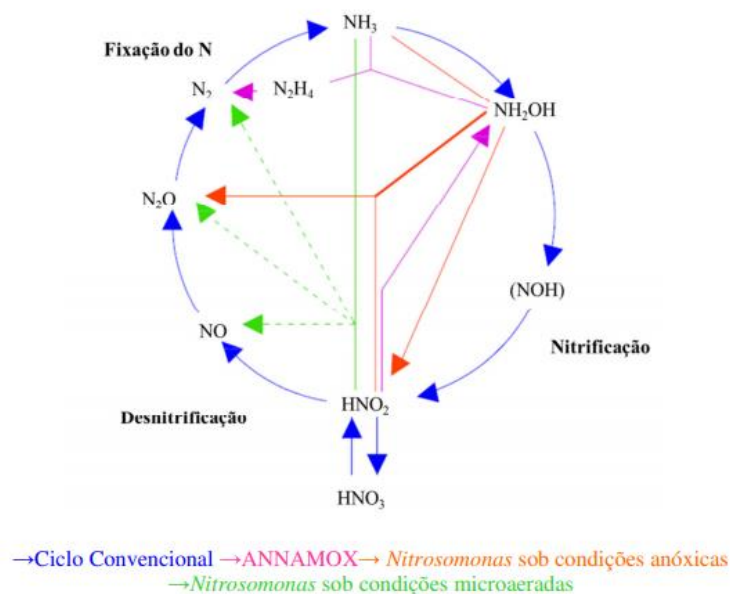
2.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

A remoção de compostos nitrogenados de águas residuais pode ser feita por processos físico-químicos e biológicos. Os processos biológicos têm ganhado preferência por serem mais eficientes e com melhor relação custo/benefício (ZHOU et al. 2017).

Nos métodos convencionais, a remoção biológica de nitrogênio é feita através da nitrificação e desnitrificação sequencial (Figura 1). Na nitrificação, bactérias autotróficas convertem NH_3 e NH_4^+ , sob condições aeróbias, a nitrito, por uma reação de oxidação e este último a nitrato. Neste processo, as bactérias nitrificantes utilizam o dióxido de carbono como fonte de carbono e o oxigênio como receptor final de elétrons. A oxidação de compostos inorgânicos, neste caso a amônia e nitrito, fornece energia suficiente para manutenção e síntese celular. No final do processo, bactérias facultativas heterotróficas, através de reações de redução, e em condições anóxicas, convertem o nitrato a nitrogênio gasoso, N_2 , que é liberado para a atmosfera (FOCO e NOUR, 2014).

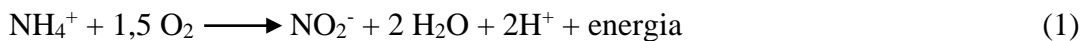
Outros processos não convencionais podem ainda ser descritos para a remoção de nitrogênio, como o ANNAMOX, também descrito na Figura 1 (VON SPERLING et al., 2005; IANAMOTO, 2006; DORNELAS, 2008; BELTRAN, 2008; FOCO e NOUR, 2014).

Figura 1 - Ciclo do Nitrogênio e possíveis rotas de remoção



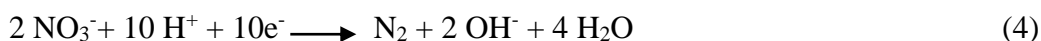
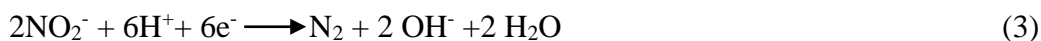
Fonte: Adaptado de Beltran, 2008.

O processo de nitrificação gera íons H^+ (Equações 1 e 2), provocando redução do pH do meio, fator limitante à velocidade do processo de conversão (RITTMANN e MCCARTY, 2001). Nestes casos, a adição de um agente alcalinizante, como bicarbonato, torna-se importante para manter o pH do meio nos níveis adequados, além de servir como fonte de carbono para os microrganismos envolvidos. Na nitrificação, 1mg de NH_4^+ consome 7,14 mg L^{-1} de alcalinidade na forma de $CaCO_3$ (METCALF e EDDY, 2014; COATS et al., 2011).



Os principais parâmetros que influenciam o processo de nitrificação são a temperatura, pH, tempo de retenção celular e a concentração de oxigênio dissolvido, além de fatores como a presença de substâncias tóxicas/inibidoras, incluindo o próprio substrato (GUJER, 2010). A temperatura ótima para o processo encontra-se na faixa de 25 °C a 35 °C. Quanto ao pH, o valor ótimo de atuação das bactérias ocorre no intervalo de 7,0 a 9,0, se o pH do meio torna-se ácido (< 7,0) ou muito alcalino (> 9,8) a eficiência da conversão reduz para menos de 50%. Já para a concentração de oxigênio dissolvido, o ideal é que os valores sejam superiores a 2 mg L^{-1} para que o processo atinja uma taxa ótima (EPA, 1993; HOSSAKA et al., 2012).

A segunda etapa de remoção do nitrogênio é a desnitrificação. Caracteriza-se pela conversão, em condições anóxicas, do nitrato e nitrito a nitrogênio gasoso. Estas reações são realizadas por microrganismos heterotróficos facultativos, que utilizam matéria orgânica como fonte de carbono e energia, que pode ser de fonte endógena ou exógena, dependendo da disponibilidade de matéria orgânica do efluente. A etapa de desnitrificação devolve ao sistema 50% da alcalinidade consumida na etapa de nitrificação, como se observa nas Equações 3 e 4 (CHERNICHARO, 2016; VON SPERLING, 2005; OLIVEIRA et al., 2017).



Os fatores que influenciam a desnitrificação são a temperatura, pH, relação C/N, concentração de oxigênio dissolvido (OD) e fontes exógenas de energia (XIA et al. 2010,

ZHANG et al. 2008). O pH deve estar situado em uma faixa de 6,0 a 8,0, em valores acima ou abaixo dos citados, pode ocorrer uma sensível diminuição na atividade desnitrificante.

A concentração de OD é fator decisivo para que ocorra a desnitrificação e deve ser ponto de destaque no projeto de reatores, pois a desnitrificação ocorre em ambientes anóxicos, com baixos valores de OD. Em ambientes com valores de OD superiores a 1 mg L^{-1} pode ocorrer a inibição da desnitrificação, pois os microrganismos passam a utilizar o oxigênio livre como receptor final de elétrons. A relação C/N constitui fator limitante para a desnitrificação e deve estar situada entre 3 e 5, menores relações podem afetar a desnitrificação pela falta de espécies doadoras de elétrons (DI CAPUA, 2019; TONETTI, 2012; SANTOS et al., 2016; SURAMPALLI et al., 1997).

Ao contrário da nitrificação, a desnitrificação não consome a alcalinidade do meio. Na verdade, existe uma recuperação de 50% da alcalinidade consumida durante a nitrificação, isto é, para cada mg de NO_3^- reduzido a N_2 gasoso gera-se 3,57 mg de CaCO_3 (EPA, 1993).

Em sistemas convencionais para remoção de nitrogênio, primeiro o afluente passa por um reator aeróbio, onde ocorre a oxidação da matéria orgânica e os processos de nitrificação, resultando em produtos como dióxido de carbono, nitrito e nitrato. Na sequência o efluente é transportado para um reator anóxico, onde ocorre a redução de nitrato a nitrito e, deste último, a gás nitrogênio, com adição de uma fonte externa de carbono. A desvantagem deste sistema operacional são os elevados custos de construção e operação, além dos gastos energéticos e com a fonte externa de carbono reator (ZHU et al., 2007; CANTO et al., 2008; MORITA et al., 2008).

Levando em consideração estas informações, torna-se necessária a criação de sistemas alternativos que combinem estas duas etapas de conversão em um único reator. O aumento de escala e a utilização de um reator em escala piloto para remoção de matéria orgânica e nitrogênio pode constituir uma promissora alternativa no tratamento de efluentes. A configuração deste tipo de reator pode acontecer após o tratamento secundário servindo como pós tratamento nas estações de tratamento de esgoto.

2.1.1. Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS)

A NDS, proposta há mais de 40 anos, foi observada durante a lixiviação de água no solo (STARR et al., 1974). Quando a NDS é utilizada para o tratamento de águas residuárias, as comunidades microbianas realizam nitrificação e desnitrificação em um único reator, o que

reduz os custos de tratamento, eliminando a necessidade de reciclagem de lodo. O mecanismo do NDS foi proposto devido ao fato de bactérias nitrificantes e desnitrificantes serem capazes de coexistir ao longo de um gradiente de concentrações de oxigênio em estruturas semelhantes a biofilmes. No entanto, o mecanismo exato do NDS ainda não é totalmente compreendido porque os microrganismos envolvidos são bastante diversos (KONG et al., 2016; DENG et al., 2018; ZHOU et al., 2018).

A escassez de matéria orgânica em efluentes de reatores anaeróbios pode levar à desnitrificação incompleta. Processos heterotróficos que competem com a desnitrificação pelo uso de fontes limitadas de carbono também podem diminuir ainda mais a remoção de nitrato. É comum, durante a desnitrificação, a adição de fontes externas de carbono para superar a escassez de doadores de elétrons. No entanto, o uso do doador externo de elétrons não apenas aumenta o custo do tratamento, mas pode deteriorar a qualidade do efluente final (ZHU et al., 2015).

Os organismos envolvidos na nitrificação são as bactérias oxidadoras de amônia (BOA). Entre elas podemos destacar as bactérias dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobus* e as bactérias oxidadoras de nitrito (BON), como as do gênero *Nitrobacter*, *Nitrospira* e *Nitrococcus*. As BOA são responsáveis pela primeira etapa da nitrificação. Na nitrificação, as BOA oxidam o nitrogênio amoniacal em nitrito (NO_2^-). Em seguida, na nitratação, as BON oxidam o nitrito a nitrato (NO_3^-) (HASEBORG, et al., 2010). No processo de desnitrificação os gêneros bacterianos mais encontrados são *Pseudomonas*, *Paracoccus*, *Alcaligenes*, *Thiobacillus*, *Micrococcus*, *Archromobacter*, *Aerobacter*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Proteus*, *Spirillum*, *Bacillus*, entre outros, uma vez que a diversidade microbiana varia de acordo com tipo de água residuária e a operação do sistema (SANTANNA JR, 2010; VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998).

A remoção biológica de nitrogênio e carbono orgânico em um mesmo reator, constitui uma técnica atrativa do ponto de vista econômico e operacional. A economia ocorre porque necessita-se de apenas um único compartimento para tratar o efluente. Diferente dos processos em duas etapas, em que são requeridos, pelo menos, dois reatores fisicamente separados. Além disso, a demanda de carbono e a produção de lodo são minimizadas em mais de 30%, quando comparado ao processo convencional. Também se economiza na quantidade de insumos utilizada, pois é necessária menor concentração de OD, já que o nitrato pode ser utilizado como receptor final de elétrons, e menor quantidade de agentes alcalinizantes, pois parte da alcalinidade consumida durante a nitrificação, retorna ao sistema na desnitrificação. Do ponto

de vista operacional, monitorar um único reator é menos trabalhoso e oneroso que dois (HE, et al., 2017; XU et al. 2013; SANTOS, 2014; MEYER et al., 2005; LI et al., 2008).

A adoção de diferentes procedimentos como a desnitrificação por via curta, imobilização da biomassa, aeração intermitente e recirculação do efluente tem mostrado resultados promissores nos sistemas de nitrificação e desnitrificação simultânea (CANTO et al., 2008; NOCKO, 2008).

O uso de estratégias de aeração intermitente e o uso de espumas de PU como suporte para crescimento dos microrganismos, têm como principal vantagem a redução do custo operacional, devido ao fato de não ser necessária aeração contínua e promover a coexistência de zonas aeróbias e anóxicas. Nestes suportes os organismos nitrificantes se desenvolvem nas zonas aeróbias, camadas mais externas do suporte ou floco de biofilme, e os desnitrificantes nas zonas anóxicas, camadas mais internas do suporte ou biofilme (SALEHI et al., 2019; MOURA et al., 2018; ZHAO, et al., 2017; OLIVEIRA, 2016; SANTOS, 2014; BARANA et al., 2013; MOURA et al. 2018; WOSIACK et al., 2015).

Ainda não se pode afirmar com precisão se o sistema NDS compreende fenômenos físicos ou biológicos isoladamente. Holman e Wareham (2005) estudaram por nove meses um reator com o objetivo de observar se a NDS é um fenômeno físico ou biológico. No entanto, após o período de avaliação, não conseguiram chegar a uma conclusão absoluta, indicando que tanto os fenômenos físicos quanto os biológicos foram responsáveis pela eficiência de 75% na remoção de nitrogênio total do sistema.

Já nos estudos de Zhang e Zhou (2007), a eficiência de 67% na remoção de nitrogênio foi atribuída ao fenômeno físico de difusão de oxigênio dissolvido no interior do biofilme. Quanto maior a profundidade do biofilme, menor a concentração de OD.

2.2.1.1 Fatores que interferem no processo de NDS

Muitos fatores podem afetar o desempenho dos processos de nitrificação e desnitrificação simultâneas, como temperatura, pH, teor de oxigênio dissolvido, relação carbono/nitrogênio (C/N), alcalinidade e presença de substância inibidoras (GUJER, 2010).

Temperatura

A temperatura é uma importante variável ambiental no processo de tratamento biológico de águas residuais. As taxas de difusividade dos fluidos (líquidos e gasosos) são alteradas

conforme a temperatura. As velocidades de reação bioquímicas aumentam com a elevação da temperatura até atingir um patamar ideal (GUO et al. 2013; METCALF e EDDY, 2014).

Para que a nitrificação ocorra, a faixa ideal de temperatura deve ser de 20 °C a 25°C. Já para o processo de nitrificação completo, a faixa ótima de temperatura é de 20 a 32°C. As espécies microbianas envolvidas na desnitrificação, podem se desenvolver em temperaturas entre 15°C e 43°C. As temperaturas abaixo de 15°C influenciam as atividades metabólicas de bactérias nitrificantes e desnitrificantes, afetando a comunidade bacteriana e a riqueza de espécies. Para otimizar a eficiência do NDS a temperatura do sistema deve estar dentro de uma faixa que contemple ambos os processos, nitrificação e desnitrificação, entre 15 e 43°C. Para se reduzir os custos operacionais, os tempos reacionais devem ser determinados em conformidade com as condições de temperatura locais (LIU et al., 2010; CERVANTES-CARRILO et al., 2000).

pH e Alcalinidade

No processo de NDS, parte da alcalinidade consumida durante a nitrificação é recuperada na desnitrificação, possibilitando a manutenção do pH na faixa de 7,5 a 8,0, que é a ótima para as bactérias nitrificantes. Em pH menor que 5,0 as bactérias desnitrificantes e nitrificantes são completamente inativadas (LEYVA-DÍAZ et al., 2015).

Em condições de pH alcalino, o equilíbrio químico no interior do reator é deslocado para a formação de amônia (NH_3). Esse cenário favorece as bactérias oxidadoras de amônio (BOA) em relação às bactérias oxidadoras de nitrito (BON). A atividade das BON é fortemente dependente da concentração de amônia; para valores maiores de 1 mg N- NH_3 por mg de biomassa, a atividade diminui exponencialmente. A um pH inferior a 6,0 tanto as BOA, quanto as BON, diminuem sua atividade (CIUDAD et al., 2005).

A temperatura e o pH estão diretamente relacionados com as formas e o equilíbrio entre íon amônio e amônia livre no interior de um reator e, assim, desenvolvem papel importante na NDS (CAPADOCCI et al., 2018; JARAMILO et al., 2018; NOCKO, 2008).

A variação da concentração de alcalinidade é um ponto fundamental no processo de NDS. Quando a alcalinidade é reduzida para valores menores de 7,14mg CaCO_3 por mg de NH_4^+ , existe um decréscimo no valor de pH que desfavorece a etapa da nitrificação. A relação estequiométrica da alcalinidade deve ser obedecida para favorecer a remoção dos compostos nitrogenados nas duas etapas ocorrendo simultaneamente (METCALF e EDDIE, 2014). Cabe ressaltar que, se a desnitrificação estiver perfeitamente acomodada no sistema, pode não haver

necessidade de adição de agentes alcalinizantes. Na desnitrificação, 50 % da alcalinidade retorna ao sistema, devido ao fato de liberação de alcalinidade ao meio durante a transformação do nitrato a gás nitrogênio (IANNACONE et al., 2019).

Oxigênio dissolvido

A concentração de oxigênio dissolvido é um fator importante para a ocorrência de NDS. Nos biofilmes dos reatores ocorre a difusão de oxigênio, formando gradientes de concentração que dependem da densidade e espessura do biofilme, bem como das concentrações dos substratos. Essa diferença da concentração de OD na espessura do biofilme permite a formação de camadas aeróbia, anóxica e anaeróbia, que possibilitam o desenvolvimento das diferentes espécies de microrganismos envolvidos na NDS. Concentrações de OD ≥ 2 mg L⁻¹ são frequentemente usadas em processos de NDS. Baixas concentrações de OD afetam mais significativamente as velocidades de crescimento dos microrganismos responsáveis pela oxidação do nitrito do que daqueles que oxidam a amônia (KHANONGNUCH et al., 2019; SUAREZ et al., 2019; DI CAPUA et al., 2019).

A estratégia de aeração é critério importante no processo de NDS, pois vai determinar a quantidade de OD disponível. Períodos de aeração menores podem extinguir o crescimento dos organismos oxidadores de nitrito, favorecer o seu acúmulo e viabilizar o processo de desnitrificação por via curta. A utilização de aeração intermitente também pode permitir que a nitrificação e a desnitrificação ocorram ao mesmo tempo (OLIVEIRA, 2016; LEICK et al., 2017; POLACK, 2018; LIU et al., 2010; NOCKO, 2008; BELTRAN, 2008; CIUDAD, 2005;).

Alguns autores notaram que, em reatores operados por longo período com aeração contínua, pode ocorrer acúmulo de espécies intermediárias, NO₂⁻ e NO₃⁻. Isso se deve à adaptação bacteriana às condições operacionais no reator (IANNACONE et al., 2020; KHAN et al., 2011; PAETKAU E CICEK, 2011; YANG e YANG, 2011).

Relação C/N

A relação C/N tem grande influência sobre a população de microrganismos (JIA et al., 2020). Em sistemas de NDS, a exigência de carbono requerida é menor, se comparado aos processos convencionais (IANNACONE et al., 2019; DI CAPUA et al., 2019).

Estudos sugerem que relações C/N superiores a 5 podem ser efetivas para a remoção de nitrogênio das águas residuárias em reatores. O aumento da quantidade de matéria orgânica na alimentação amplia o crescimento das bactérias heterotróficas na superfície do biofilme,

competindo por espaço com as bactérias autotróficas, proporcionando queda na eficiência da oxidação amoniacal. Por outro lado, baixas relações C/N podem não ser suficientes para a desnitrificação. A eficiência do processo de NDS exige que as taxas de nitrificação e desnitrificação sejam semelhantes e o aumento de bactérias heterotróficas aeróbias no sistema pode prejudicar a remoção de nitrogênio por esse meio (IANNACONE et al., 2019; KHANONGNUCH et al., 2019; GU et al., 2018; NOCKO, 2008).

2.3 REATOR DE LEITO EMPACOTADO

O tratamento biológico em reatores pode ser dividido em reatores que possuem crescimento de biomassa em suspensão na massa líquida ou de biomassa aderida. Em reatores de crescimento suspenso não existe suporte para a fixação dos microrganismos, que podem crescer em flocos na massa líquida. Em reatores com aeração mecânica, o próprio sistema mantém os flocos de biomassa em suspensão. Já nos reatores com biomassa aderida, existem os suportes inertes que são fixos ou com mobilidade limitada no interior reator. Mesmo que a base da degradação biológica seja a mesma para ambos os processos, formas de sustentação e crescimento da biomassa (dispersa ou aderida), a cinética do tratamento pode ser modificada por características próprias e parâmetros operacionais específicos (VON SPERLING, 1996).

Os reatores de leito fixo garantem a aderência da biomassa em meio inerte através da formação de biofilmes. Um exemplo pode ser o reator de leito empacotado, que possui um grande potencial de aplicação no tratamento biológico de efluentes e é interessante por sua capacidade de remoção de matéria orgânica e nitrogenada em um único reator (CHERNICHARO, 2016).

Historicamente foram notados avanços nas configurações de reatores biológicos, com o principal atributo de preservar a biomassa aderida em suporte fixo ou nos poros do material de recheio. No Brasil, os meios de suporte usados em filtros anaeróbios são normalmente pedra brita, anéis de plástico, elementos cerâmicos, elementos de madeira, cilindros de plásticos e esferas perfuradas ou gomos de bambu (CHERNICHARO, 2016; CAMPOS et al., 2008).

Uma alternativa para remoção simultânea de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada e para a imobilização de biomassa pode ser a utilização de reatores com biomassa imobilizada em leito fixo de PU e aeração intermitente. Nestas condições os reatores apresentam maior tempo de retenção celular (TRC), mesmo operando com tempos de detenção hidráulica (TDH) reduzidos, acarretando em maior desempenho e estabilidade do sistema (SARTI et al., 2001).

Como o crescimento das bactérias nitrificantes é lento, a presença de um meio suporte com a finalidade de imobilizar a biomassa facilita o acúmulo destes microrganismos no reator e, como consequência, aumenta a eficiência na remoção de nitrogênio (MUJTABA et al., 2017). Nestes reatores o processo de remoção de matéria orgânica e nitrogenada é biológico e envolve muitos organismos. A remoção de matéria orgânica ocorre pela ação de bactérias heterotróficas que podem ser aeróbias, anaeróbias ou facultativas (OLIVEIRA et al. 2017; WOSIACKI et al., 2015).

Reatores de leito empacotado dispõe de meio suporte para o desenvolvimento da biomassa, podendo ser construídos com diversos materiais para esta utilização, como pedra brita, placas de PU, conduíte picado, casca de coco, material sintético, entre outros. Nesta configuração de reator o fluxo do efluente pode ser ascendente ou descendente. O fluxo ascendente é comumente mais utilizado por sua facilidade operacional. Os filtros anaeróbios, muito utilizados no tratamento de esgoto sanitário, podem ser considerados um exemplo de reator de leito empacotado, com padrões descritos na NBR 13969 (SILVA et al., 2018; CHERNICHARO, 2016; DUARTE, 2018).

Outros exemplos de reatores de leito empacotado são os ocupados com materiais biodegradáveis como algodão, espigas de milho, madeira e polímeros. Estes materiais, além de servir como suporte para fixação das bactérias, pode ser fonte suplementar de carbono orgânico. Pesquisadores observaram até 100% de eficiência de desnitrificação, com liberação gradual de carbono pelo suporte, o que pode ser de grande valia quando o efluente possui baixas concentrações de matéria orgânica (SHEN et al., 2013; WANG et al., 2013).

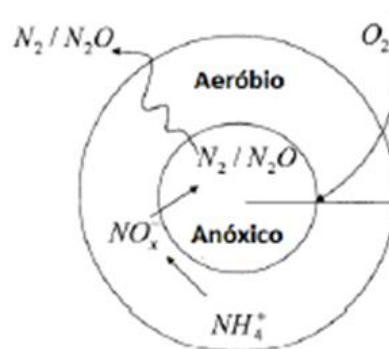
Os reatores com biomassa imobilizada/empacotada apresentam alta aplicabilidade e eficiência na remoção de nitrogênio, se comparados a reatores com biomassa suspensa. Tal fato deve-se à união dos microrganismos no leito fixo e ao lento crescimento das espécies nitrificantes, facilitando o acúmulo de maior concentração de gêneros nitrificantes no reator, aumentando o tempo de retenção celular (TRC). Esse acúmulo de microrganismos no interior do reator assegura uma maior eficiência de remoção de nitrogênio, menor vulnerabilidade à toxicidade e a cargas de choque e menor influência de alteração de temperaturas em compartimentos com menor dimensão (ROSTRON et al., 2001; MOURA et al., 2018)

2.4 SUPORTE DE ESPUMA DE POLIURETANO

Trabalhos realizados com espumas de poliuretano indicaram a presença de zonas

aeróbias e anóxicas no mesmo suporte (Figura 2). As zonas aeróbias situam-se nas camadas mais externas do suporte, já as anóxicas, devido ao gradiente de OD, nas mais internas (GUO et al., 2010). A diferença da concentração de OD nas diferentes camadas é devida à dificuldade de difusão do oxigênio para as camadas mais profundas da espuma. Esse material tem promovido condições ambientais adequadas para o crescimento e retenção de biomassa, principalmente em reatores de leito empacotado (RIBEIRO et al., 2005).

Figura 2 - Esquema de material suporte, em poliuretano e gradiente de OD presente, que possibilita acomodação de bactérias nitrificantes no ambiente aeróbio e desnitrificantes no anóxico.

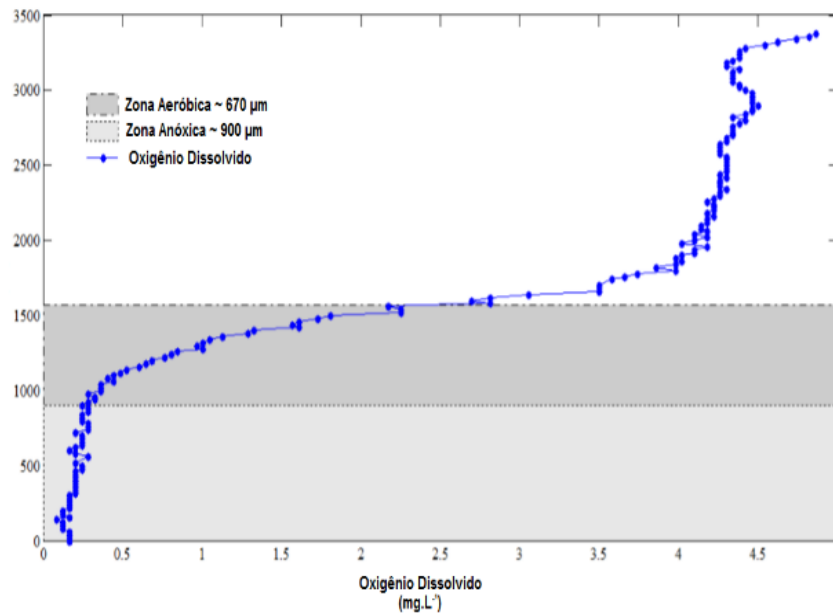


FONTE: Zeng et al. (2003)

Nos estudos de Nocko (2008), a espuma de poliuretano apresentou resultados significativamente melhores para fixação de microrganismos em relação aos anéis de plástico. Vários pesquisadores, trabalhando com NDS, obtiveram bons resultados em reatores de leito estruturado de PU na remoção de DQO e nitrogênio total (BARANA et al., 2013; SANTOS et al., 2016; WOSIACK et al., 2015; ZHU et al., 2007; FULAZZAKY, et al. 2015; MOURA et al., 2012; JENZURA et al., 2018; WENDLING, 2017; LEICK et al., 2017; OLIVEIRA, 2016, ZHAO et al. 2017).

Santos (2014), com auxílio de micro sensores especiais de fibra ótica, observou que os primeiros 670 μm de profundidade no suporte de PU formavam uma zona aeróbia, com concentração de OD variando de 2,5 a 0,25 mg L^{-1} . Nas camadas mais profundas, a concentração de OD foi menor que 0,25 mg L^{-1} (Figura 3). Ono (2007) também mediu a concentração de OD em espumas de PU e constatou que, em profundidade maior que 396 μm , a concentração de OD, que era de 5,0 mg L^{-1} , decrescia para 0,25 mg L^{-1} .

Figura 3 - Perfil de OD em material suporte de espumas de poliuretano utilizado em reator de leito estruturado

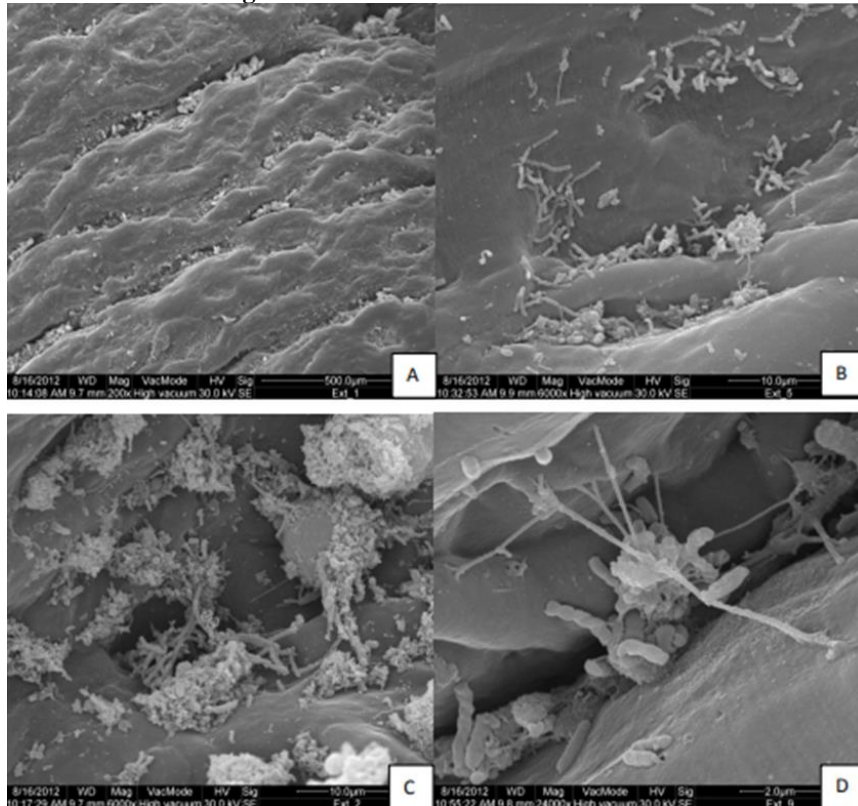


Fonte: Santos, 2014.

Oliveira et al. (2017) identificaram em microscópio eletrônico de varredura (MEV), com aumento de 6.000 vezes, os possíveis microrganismos presentes no biofilme que se formou no meio suporte de PU. Foi possível observar a existência de espécies semelhantes à *Vorticella* e *Epistyllis*, ciliadas fixas. A existência de *Epistyllis* é considerada um bioindicador do processo de nitrificação e, quando presente, indica que o sistema deve estar operando em regime de estabilidade e com alto tempo de retenção celular.

Os autores notaram a presença de organismos como a *Arcella* e *Euglypha*, que sinalizam que o sistema operou com alto grau de estabilidade biológica e boas condições de remoção de matéria orgânica. Materiais suporte com superfícies de contato irregulares, porosas ou providas de rugosidades potencializam a excreção de polissacarídeos dos microrganismos, propiciando condições perfeitas para o estabelecimento do biofilme como podemos observar na Figura 4, em (A) localização do biofilme em superfície rugosa externa do material. Em (B) verificou-se aderências mais recentes ao biofilme que indicam o início de sua formação. As estruturas (C e D) que detalham o interior das rugosidades da superfície externa do material suporte de PU, onde se observa a diversidade de microrganismos no biofilme. Verifica-se a grande presença de morfologias bacterianas presentes, como bacilos, cocos e espirilos (JENKINS et al., 1993; CHU e WANG, 2011).

Figura 4 - Fotografias realizadas por Microscopia Eletrônica de Varredura. A) Parte externa do material suporte; B) Superfície externa do material suporte; C) Rugosidade da superfície externa do material suporte; D) Bactérias aderidas às rugosidades.



Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2017).

Na literatura encontra-se a utilização de reatores com suporte de espuma de PU para remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de diferentes tipos de efluentes, como de abatedouros, fábricas de ração, esgoto sintético e esgoto sanitário real (Tabela 2).

Na aplicação com efluente real, reatores com suporte em PU apresentaram muitas vantagens operacionais, como a diminuição da demanda de energia, maior facilidade no controle do pH, aeração intermitente e menor ou nenhuma demanda de adição de fonte externa e alcalinidade (POLAK, 2018; COLLIVIGNARELLI e BERTANZA, 1999; MOURA et al., 2018; BARANA et al., 2013; SANTOS, 2014; WOSIACK et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2017).

Tabela 2 - Resultados de remoção de DQO e NT em processos NDS com suporte de espuma

| Efluente | Condições do Reator | DQO afluente | Eficiência de remoção DQO | Eficiência de remoção de NT | Referência |
|--|--|-------------------------|--------------------------------------|--|-----------------------|
| Esgoto sintético e diluição de efluente de abatedouro | TDH de 16 e 24 horas e recirculação de 3 vezes. | 972 mg L ⁻¹ | 67-78% | 30-48% | Silva, 2018. |
| Efluente de abatedouro de aves | TDH de 24h e recirculação de 6 vezes. | 418 mg L ⁻¹ | > 88% | > 80% | Barana et al., 2013. |
| Esgoto sanitário bruto e efluente do UASB na proporção 1:1 | TDH de 12 e recirculação de 2. | 459mg L ⁻¹ | > 75% | 51-65% | Polak, 2018. |
| Esgoto sanitário bruto e efluente do UASB na proporção 1:1 | TDH de 12 e recirculação de 3, 2 e 1. | 161 mg L ⁻¹ | > 60% | 50-78% | Oliveira, 2016. |
| Esgoto sanitário bruto e efluente do UASB na proporção 1:1 | TDH de 8, 10 e 12 horas, e recirculação de 2 vezes | 181 mg L ⁻¹ | 64-93% | > 82% | Jenzura et al., 2018. |
| Esgoto sanitário | TDH de 16 horas e recirculação do efluente de 3 vezes. | 367 mg L ⁻¹ | > 90% | 68% | Correa et al., 2018 |
| Esgoto sintético | TDH de 12 horas, 10 horas e 08 horas, e recirculação de 5 vezes. | 350 mg L ⁻¹ | >85% | 45-89% | Moura et al., 2012 |
| Efluente de micro cervejaria | TDH de 12 horas e recirculação de 2 vezes. | 600 mg L ⁻¹ | 88-94% | 33% | Souza, 2019 |
| Efluente sintético | TDH de 6 horas e recirculação de 2 vezes | 373 mg L ⁻¹ | 93% | 94% | Jia et al., 2013 |

2.5 HIDRÁULICA DE REATORES

O material de suporte usado nos reatores influencia na adesão da biomassa e sua hidrodinâmica, afetando o desempenho geral do sistema. Muitos tipos de material suporte podem ser utilizados para esta fixação, incluindo espuma de poliuretano (MOURA et al., 2018; ZHAO, et al., 2017; OLIVEIRA, 2016; SANTOS, 2014; BARANA et al., 2013; MOURA et al. 2018; WOSIACK et al., 2015; LIM et al., 2012; YAO et al., 2013).

A hidrodinâmica dos reatores pode intervir na velocidade das reações biológicas em decorrência das mudanças na taxa de transferência de massa e na distribuição das reações ao longo do reator. Ainda no interior do reator, as condições hidrodinâmicas podem alterar a distribuição da biomassa, o desencadeamento de reações químicas e bioquímicas e o tipo de escoamento no reator influencia nas diferentes regiões do reator modificando sua composição. (CARVALHO et al., 2008).

O desempenho de reatores está relacionado com as características de escoamento, que deve ser crucial para formação de critérios operacionais dos reatores. Com o conhecimento dos mecanismos hidráulicos nos reatores biológicos poderia ser possível a identificação de problemas relacionados a falhas operacionais e de projeto, e, a partir disso propor modelagem matemática com descrições geométricas e tridimensionais para caracterizar o escoamento, relacionar configurações de reatores e matrizes de imobilização de biomassa. O estudo da hidrodinâmica de reatores pode ser fundamental para otimização da operação de reatores biológicos possibilitando o aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica entre outros (NARDI et al., 2007; WU, 2011)

O comportamento hidrodinâmico de um reator abastecido com fluido em regime permanente depende das características geométricas e dos dispositivos de entrada e saída. As características físicas dos reatores podem gerar regiões chamadas de zonas mortas que são espaços estagnados no interior do reator que impedem a capacidade de distribuição uniforme do fluido ao longo do reator. Exemplos de zonas mortas podem ocorrer nos cantos de tanques, abaixo de vertedores e no lado interno de curvas (PASSIG E BLUNDI, 1999; KELLNER et al., 2009).

Como estes espaços não fazem parte do volume pelo qual o líquido circula, pode haver redução do volume útil dos reatores e a existência de zonas mortas pode provocar atraso na resposta do traçador na saída do efluente, uma vez que este pode se difundir nestas zonas e ser liberado aos poucos, resultando em TDH real superior ao TDH teórico atribuído. Caminhos preferenciais são caminhos que podem ser percorridos pelo fluido em áreas de acesso facilitado que originam zonas estagnadas no leito em que não ocorre o escoamento (MATANGUE e CAMPOS, 2011; MOURA et al., 2018).

Estudos destacam que, quanto maior for a quantidade de zonas mortas, curtos-circuitos e caminhos preferenciais em um reator, maior será a quantidade de moléculas que perduram no interior do reator. Essa situação gera tempos divergentes do TDH projetado. O principal resultado desta constatação é a redução significativa de eficiência dos reatores, resultando no

colapso da dinâmica bioquímica de reatores biológicos. A eficiência hidráulica pode ser baseada em dois princípios básicos que são o volume útil e a condição de tanques em série. Essas condições refletem em características relevantes, como a quantidade de mistura e a habilidade para uniformemente distribuir o fluxo de entrada em todo o sistema e a quantidade de mistura. Assim pode-se classificar a eficiência hidráulica em boa, satisfatória ou pobre (PERSSON et al., 1999).

O desempenho de um reator pode ser avaliado em relação às condições hidráulicas da mesma forma que o desempenho de um reator pode ser avaliado em relação à eficiência de remoção de matéria orgânica. Assim, entender melhor o comportamento hidrodinâmico de um reator pode ser útil para entender as possíveis variações (CARVALHO et al., 2008; MOURA et al., 2018).

As reações biológicas que ocorrem no interior de um reator podem ser diretamente alteradas por aspectos hidrodinâmicos, mudanças nas taxas de transferência de massa e também pela distribuição das reações no interior do reator. Essas variáveis podem, ainda, trazer mudanças, como redução do volume útil e alteração do tempo de detenção hidráulica, que são aspectos importantes para uma maior eficiência das atividades biológicas do reator (NETO e ZAIAT, 2012; LEVENSPIEL, 2012).

O padrão de mistura no interior dos reatores é uma função do regime hidráulico e de suas condições de fluxo. A escala do reator, sua forma geométrica e quantidade de energia introduzida por unidade de volume determinam efetivamente o padrão de fluxo de mistura existente no interior de um reator (LEVENSPIEL, 2012).

Os reatores podem ser de regime intermitente ou contínuo. Sistemas intermitentes são homogêneos e não possuem fluxo no seu interior, qualquer um dos parâmetros é igual em qualquer um dos pontos do reator. Os reatores de fluxo contínuo podem ser classificados em mistura completa, fluxo pistonado, fluxo disperso com associações em séries e/ou paralelo. (LEVENSPIEL, 2000).

Reatores que operam em fluxo pistonado ideal possuem escoamento dos fluidos de modo ordenado ao longo do reator, não existe mistura ou difusão do escoamento no sentido axial. As partículas são alteradas em blocos, entrando continuamente por uma extremidade do reator e descarregadas em igual sequência na saída do mesmo, como o embolo de uma seringa. A concentração do substrato varia ao longo do tempo e do espaço (LEVENSPIEL, 2000).

Os reatores de mistura completa ideais apresentam a mistura perfeita de seus fluidos.

Essa mistura pode ser proporcionada pela agitação das partículas por processos mecânicos e, assim, em qualquer ponto do reator, a concentração dos compostos é a mesma. Comparando o reator de fluxo pistonado com o de mistura completa, tem-se que a variação espacial de concentrações é o que diferencia ambos (VON SPERLING, 1996; LEVENSPIEL, 2000).

De acordo com Von Sperling (1996), reatores de mistura completa tem maior estabilidade operacional, pois suportam melhor os choques de carga em seu interior. Já um reator de fluxo pistonado, tem maiores chances de apresentar instabilidade devido aos choques de carga, já que tem maior influência das mesmas ao longo do reator.

Uma vez em operação, os reatores reais não funcionam precisamente como nos modelos ideais, pois há interferências de fenômenos de escoamento, que podem impedir que o fluxo do fluido siga um escoamento perfeito. Assim são propostos modelos não ideais, que podem ser adequados para retratar escoamentos em reatores reais. Em um modelo de fluxo disperso existe um grau de mistura, que pode se aproximar mais da condição de mistura completa ou da condição pistão (LEVENSPIEL, 2000).

Para modelar matematicamente reatores de fluxo não ideal, como um fluxo disperso, o escoamento pode ser classificado como dispersão de pequena e grande intensidade, apontado pelo número de dispersão (parâmetro D/uL), que mostra o grau de mistura dentro do reator. Se este parâmetro tende ao infinito, preconiza que o fluxo se inclina a um sistema de mistura completa. Se este número de dispersão tende a zero, aponta-se para um sistema de fluxo em pistão. Uma outra forma para a modelagem matemática de um reator não ideal é a de tanques de mistura completa em série (NCSTR). Se baseia no parâmetro unitário (N) que retrata o número de reatores de igual volume, ordenados em série e agitados de maneira ideal, por meio do qual ocorre o escoamento do fluido. Dessa forma, quanto maior o valor de N , menor é o grau de mistura e, no caso de um número maior de tanques, impera o escoamento em pistão (LEVENSPIEL, 2000).

O estudo hidrodinâmico em reatores é realizado para verificar seu grau de mistura, volume útil, presença de caminhos preferenciais e determinar o tempo de detenção hidráulica (TDH) real, entre outros (LEVENSPIEL, 2000).

Ao se avaliar o comportamento hidrodinâmico de reatores, é possível a obtenção das curvas de distribuição do tempo de detenção hidráulica (TDH) do líquido, ou seja, determinar quanto tempo as moléculas do fluido que escoam pelos reatores permanecem em seu interior. A análise das curvas de distribuição do TDH tem potencial para determinação do regime hidráulico de escoamento, bem como o grau de mistura do fluido no reator (FREITAS et al.,

2017).

O conhecimento da matriz operacional em reatores biológicos é fundamental, pois permite a descoberta de fatores que influenciam na eficiência do tratamento realizado. Assim, é possível melhorar parâmetros operacionais e atender aos padrões de lançamento previstos na legislação e disposição final apropriada dos resíduos. O desenvolvimento de modelos hidrodinâmicos reais, que descrevam de maneira efetiva o comportamento hidráulico dos reatores biológicos, deve ser capaz de otimizar sua aplicação nos mais variados ramos da biotecnologia e tratamento de águas residuárias (ARAÚJO JUNIOR et al., 2013)

O estudo hidrodinâmico de reatores possibilita a identificação de desvios de idealidade, além de avaliar o regime de escoamento no interior do reator e a possível presença de zonas mortas, caminhos preferenciais e curtos-circuitos hidráulicos, deficiências que podem causar falhas operacionais e reduzir a eficiência do tratamento. Os desvios de idealidade podem implicar diretamente no ganho de volume útil do reator e seu tempo de detenção hidráulica (FREITAS et al., 2017).

Reatores contínuos que contém biomassa aderida normalmente são considerados, hidraulicamente, como modelos compartimentados (várias zonas/compartimentos distintos). Esses compartimentos podem ser arranjados de diferentes formas, com diferentes tipos de escoamento no interior dos mesmos. Conhecer o escoamento no interior de um reator contínuo permite a realização de um mapeamento da distribuição das velocidades, assumindo a presença de zonas de estagnação, caminhos preferenciais e zonas de curto circuito. As curvas de tempo de residência podem fornecer dados práticos importantes sobre tais reatores e são importantes ferramentas para o estudo do interior dos reatores (ZAIAT, 2003; LEVENSPIEL, 2000).

Para a determinação do regime de escoamento de um determinado fluido utiliza-se o número de Reynolds. O valor do número de Reynolds é influenciado exclusivamente pelas propriedades do fluido, pelo diâmetro e tipo da superfície interna do vaso onde acontece o escoamento. Reynolds pode ser especialmente importante na determinação de algumas anomalias do comportamento hidrodinâmico. Sabe-se que fluxo é predominantemente laminar quando o número de Reynolds é inferior a 2000 e turbulento quando maior que 4000. Em regime turbulento o fluido se comporta de maneira instável através de turbilhões (ROMA, 2006; LEVENSPIEL, 2000).

Para determinação do comportamento hidrodinâmico deve ser feita a escolha de um método eficiente. Uma das alternativas possíveis pode ser o uso de traçadores que, depois de aplicados, podem demonstrar o regime de fluxo do efluente no reator. A aplicação de

traçadores, pelo método de estímulo-resposta, em reatores com recheio filtrante, merece atenção especial, uma vez que a natureza dos traçadores pode exercer influência na forma das curvas de distribuição dos TDH (LEVENSPIEL, 2000; NARDI et al., 1999). Neste método, adiciona-se uma determinada quantidade do traçador na linha de entrada de vazão afluyente do reator. Na saída do reator mede-se a concentração do traçador no efluente em intervalos de tempo regulares (CARVALHO et al., 2008; LEVENSPIEL, 2000).

A utilização da técnica de estímulo-resposta em processos biológicos exige cuidados adicionais, principalmente em reatores de leito fixo. Experimentos realizados mostram que a natureza do traçador pode gerar conclusões errôneas. Assim, se faz necessária a realização de diferentes testes como pH do meio, presença de biomassa e de fase gasosa, pois a escolha do traçador adequado está diretamente relacionada com as características do sistema. Para reatores de leito fixo com material suporte poroso, pode ser aconselhada a utilização de traçadores de alto peso molecular, uma vez que a difusividade no meio deve ser inversamente proporcional ao peso molecular do traçador (NARDI et al., 2007; LEVENSPIEL, 2000).

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve por objetivo avaliar a influência do tempo de aeração para o pós tratamento de esgoto em um reator de leito empacotado com aeração intermitente e recirculação.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Investigar as condições operacionais e de aeração contínua e intermitente em um reator de leito empacotado aplicado no pós tratamento de esgoto sanitário que resultem as maiores eficiências de remoção de nitrogênio;
- Estudar as condições operacionais e de aeração contínua e intermitente em um reator de leito empacotado aplicado no pós tratamento de esgoto sanitário que resultem em teores finais de DQO que atendam aos padrões de lançamento exigidos na legislação;
- Estudar as condições operacionais de um reator de leito empacotado aplicado no pós tratamento de esgoto sanitário que resultem em teores finais de nitrogênio amoniacal que atendam aos padrões de lançamento exigidos em legislação;
- Avaliar a distribuição das formas de nitrogênio no interior dos reatores com base nas séries temporais e espécies intermediárias para cada condição operacional avaliada;
- Investigar a hidrodinâmica de um reator de leito empacotado antes e depois do descarte de lodo.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste trabalho foram investigadas a remoção de nitrogênio e de DQO em um reator de leito empacotado sob diferentes condições de aeração, alimentado com uma mistura de esgoto bruto e efluente do UASB na proporção de 1:1. O reator em estudo foi operado em escala piloto.

Para melhor compreensão de todo o experimento, dividiu-se o trabalho em 5 etapas (Figura 5).

- **Etapa 1:** Nesta etapa realizou-se a avaliação da redução dos teores de NT e DQO com o reator operando com TDH de 10 horas em três condições diferentes de aeração: Condição 1 - 120 minutos aerando e 60 sem aerar, Condição 2 - aeração contínua, e Condição 3 - 60 minutos aerando e 120 sem aerar.

- **Etapa 2:** Avaliou-se a redução dos teores de DQO e NT com o reator operando com TDH de 10 horas e aeração contínua (Condição 2A). A diferença entre a condição 2 e 2A é a estação do ano em que ambas foram realizadas. A Condição 2 foi realizada durante a primavera e verão e a condição 2A no inverno e primavera (Tabela 3).

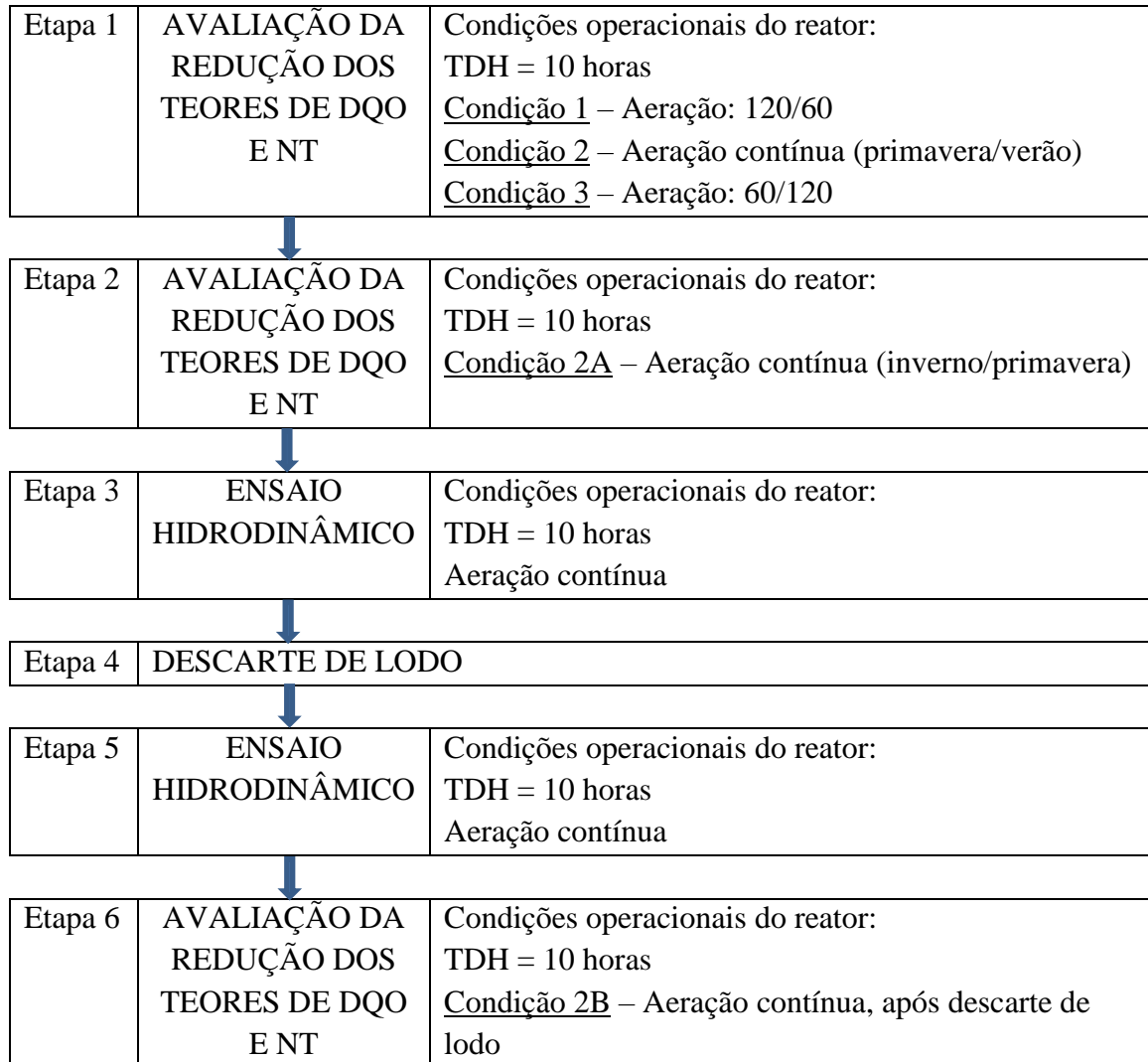
- **Etapa 3:** Foi realizado o ensaio hidrodinâmico. Este ensaio foi realizado no reator operando com TDH de 10 horas e aeração contínua.

- **Etapa 4:** descarte de excesso de lodo do reator, que já estava operando há quase dois anos continuamente.

- **Etapa 5:** Foi realizado um novo ensaio hidrodinâmico para avaliar o comportamento do reator após o descarte de lodo. Este ensaio foi realizado no reator operando com TDH de 10 horas e aeração contínua.

- **Etapa 6:** Nesta etapa realizou-se a avaliação da redução dos teores de NT e DQO com o reator operando com TDH de 10 horas e aeração contínua (Condição 2B). Ambas as condições 2 e 2B foram realizadas durante o verão. A diferença entre elas é que a condição 2B foi feita após o descarte de lodo.

Figura 5 - Fluxograma com as etapas de realização dos experimentos em ordem cronológica



4.1 CONFIGURAÇÃO DO REATOR E DESCRIÇÃO DA ETE

Para a realização deste projeto utilizou-se um reator que foi construído em parceria com a Sanepar (Empresa de Saneamento do Paraná) e Bioproj Tecnologia Ambiental. Este reator já estava em funcionamento há mais de 365 dias e, portanto, para este experimento, não precisou ser inoculado. O reator, construído em fibra de vidro, tem 5,65 m³ de volume total, diâmetro de 1,5 m, altura de 3,2 m e volume útil de 4,75 m³. Este reator possui 03 compartimentos distintos: leito de mistura, leito de Biobob[®] e saída do efluente (Figura 6).

Figura 6 - Foto do reator em operação



Descrição:

(A) – Alimentação da mistura de esgoto bruto e efluente do UASB na proporção 1: 1.

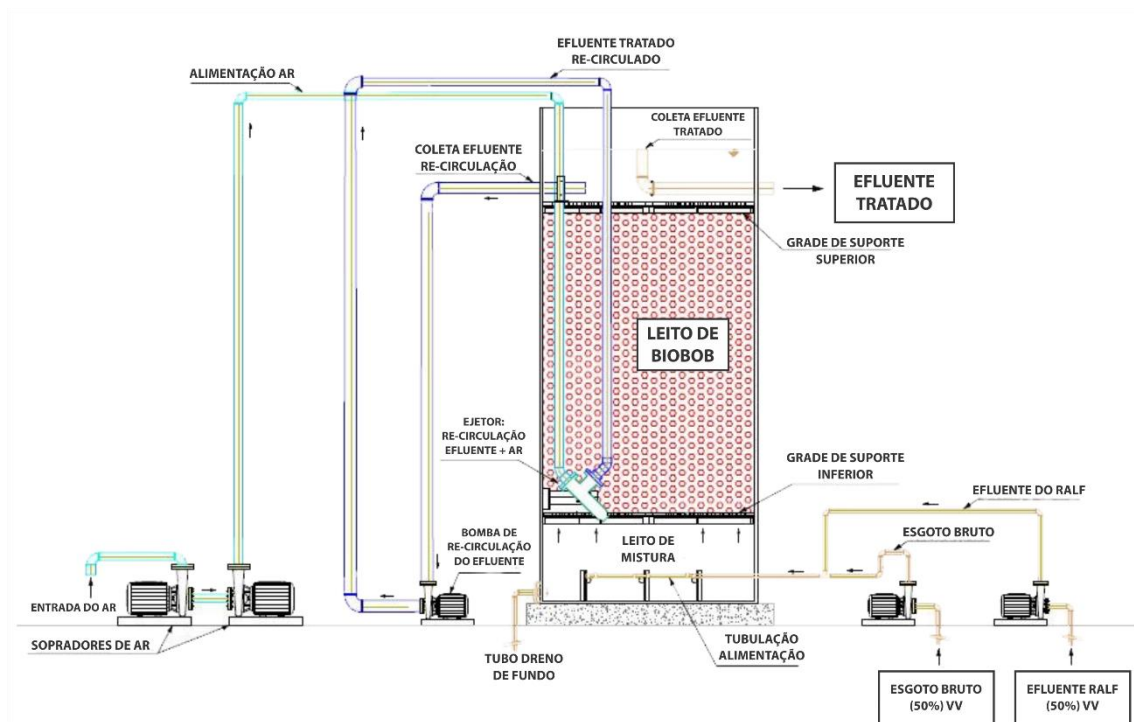
(B) – Saída do efluente tratado.

Fonte: O Autor.

A alimentação do reator foi realizada pela porção inferior do mesmo (A) como demonstrado na Figura 6. Foram utilizadas duas moto-bombas para injeção do afluente. Uma moto-bomba helicoidal Netzsch, modelo NM021, com capacidade de vazão de até $2,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ para o efluente bruto e outra moto bomba trituradora submersível de rotor semiaberto Sulzer, modelo Piranha 08/2, com capacidade de vazão de até $7,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ para o efluente tratado no UASB. A vazão foi verificada, monitorada e ajustada nas linhas de esgoto bruto e efluente do UASB por controladores individuais de vazão ultrassônicos.

A aeração foi realizada por dois conjuntos sopradores de ar operando em série, marca Aeromack, modelo CRE-03, vazão média de ar de $3,2 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ injetando o ar através de difusores por tubulação de ferro galvanizado de 2". Os sopradores de ar foram dispostos na base do reator e estiveram ligados a um temporizador para controle da intermitência de aeração como pode-se observar no esquema do reator operado em escala piloto (Figura 7).

Figura 7 - Esquema do Reator Operado em Escala Piloto



Fonte: Polak (2018) adaptado.

A entrada da recirculação estava situada acima da entrada do afluente, permitindo a mistura do afluente e sua diluição. A saída do efluente tratado situa-se no topo do reator, acima da saída de recirculação. O reator não tem controle de temperatura e está funcionando à temperatura ambiente.

O reator está instalado na ETE Iapó, no município de Castro. A ETE Iapó (Figura 8) apresenta tratamento preliminar (gradeamento e desarenador), dois reatores anaeróbios de leito fluidizado (UASB) operados em paralelo com capacidade de tratamento de $40 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, dois sedimentadores de placas, seguidos por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

O Rio Iapó é o corpo receptor do efluente tratado pela ETE. Este é um importante corpo d'água da região em decorrência da vocação agrícola da região, bem como por integrar o Parque Estadual do Canyon Guartelá. O Iapó é um dos afluentes do Rio Tibagi que se configura como um dos principais rios do estado do Paraná.

Figura 8 - ETE - Iapó - Castro-PR



Descrição: (1) Tratamento preliminar – gradeamento e desarenador ciclônico; (2) Reatores anaeróbios – UASB 1 e 2; (3) Sedimentadores de placas paralelas 1 e 2; (4) Filtro anaeróbio – FAN e (5) Emissário efluente Tratado - ponto de lançamento; (6) Leitos de desaguamento e secagem de lodo e (7) Laboratório análises e (8) Reator Piloto. Fonte: Polak (2018)

4.2 MATERIAL SUPORTE PARA CRESCIMENTO DA BIOMASSA

Para crescimento de biomassa microbiana foram utilizados suportes de espuma de poliuretano, comercialmente chamados de Biobob[®] que foram dispostos no reator sem ordenação definida. Os Biobob[®] foram cedidos pela empresa BioProj Tecnologia Ambiental (Figura 9).

O Biobob[®] é formado por uma espuma de poliuretano envolvida em uma estrutura vazada de polipropileno. Tem geometria cilíndrica de 45 mm de diâmetro, 60 mm de altura, 90% de porosidade e massa seca unitária de 12 g.

Figura 9 - Estrutura do Biobob® utilizado para fixação da biomassa no interior do reator



Fonte: Polak (2018)

4.3 ÁGUAS RESIDUÁRIAS

O substrato utilizado durante todo o experimento foi coletado na própria ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) Iapó, onde estava instalado.

O afluente do reator era composto por uma mistura de esgoto bruto e de efluente do UASB na proporção de 1:1. Essa combinação de substratos foi escolhida a partir da observação dos resultados obtidos nos trabalhos de WENDLING (2018), JENZURA et al., (2018) e Oliveira (2016). Esta configuração permite aumentar a capacidade de pós tratamento já que metade do esgoto bruto afluente poderá ser enviado ao reator de leito estruturado. Essa mistura proporciona quantidade adequada de matéria orgânica prontamente disponível, favorecendo o crescimento de bactérias heterotróficas desnitrificantes.

Oliveira (2016), estudando o tratamento de efluente de esgoto sanitário bruto e efluente do UASB na proporção 1:1, obteve eficiência de remoção de nitrogênio total entre 50 e 78% e DQO inferior a 70 mg L⁻¹, atendendo aos parâmetros preconizados pela legislação que define o parâmetro em 125 mg L⁻¹ (outorga de operação ETE Verde – Ponta Grossa, Paraná). Jenzura et al. (2018), estudando TDH de 8, 10 e 12 horas, tratando o mesmo efluente que Oliveira (2016), obteve valores de eficiência de remoção de nitrogênio superiores a 75% e eficiência de remoção de DQO entre 64 e 93%, com concentração final média de 40 mg L⁻¹.

4.4 CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO DO REATOR

Antes desta tese de doutorado se iniciar, este reator já vinha sendo operado há mais de um ano por Polak (2018), que fez a partida do reator e avaliou a eficiência do mesmo operando

com TDH de 12 horas, recirculação (Q_r) de 2 vezes a vazão e diferentes tempos de aeração.

Neste projeto mantiveram-se as mesmas condições de aeração e recirculação utilizadas por Polak (2018), mas utilizou-se TDH de 10 horas. Além disso, outras avaliações foram feitas, como ensaios cinéticos, avaliação da eficiência antes e depois de descarte do lodo, ensaios hidrodinâmicos antes e depois do descarte do lodo e avaliação da eficiência da melhor condição em duas estações do ano com temperaturas diferentes, verão e inverno.

Tabela 3 - Condições experimentais utilizadas durante todo o experimento

| Condições | Aeração (ON/OFF) (min) | TDH (horas) | Taxa de Recirculação (Tr) | Temperatura média (°C) | Data de início e término da condição |
|------------------|---------------------------------------|------------------------|--|---------------------------------------|---|
| 1 | 120/60 | 10 | 2 | 18 | 11/07/18-26/09/18 |
| 2 | Contínua | 10 | 2 | 22 | 28/09/18-04/02/19 |
| 3 | 60/120 | 10 | 2 | 21 | 06/02/19-27/05/19 |
| 2A | Contínua | 10 | 2 | 18 | 17/06/19-13/11/19 |
| 2B | Contínua | 10 | 2 | 20 | 14/11/19-27/01/20 |

A condição 2, com aeração contínua, foi testada em três diferentes momentos, 2, 2A e 2B. Para se avaliar a influência da estação do ano comparou-se a condição 2, realizada na primavera/verão, com a condição 2A, realizada no inverno/primavera. Para se avaliar o efeito da descarga do lodo, comparou-se a condição 2, antes da descarga, com a condição 2B, feita após a descarga de lodo.

4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Os parâmetros analisados em cada uma das condições são os descritos na Tabela 4.

As análises de pH e alcalinidade foram realizadas diariamente na própria estação de tratamento de esgoto para acompanhamento da operação. As demais análises foram realizadas no Laboratório de Tratamento de Efluentes do Centro de Tecnologia Agroalimentar da UEPG. Para estas análises as amostras eram coletadas 3 vezes por semana, mantidas em frascos de 500 mL de PEAD (Polietileno de alta densidade) sob refrigeração de 8° C e transportadas para o laboratório semanalmente, onde eram analisadas.

O lodo retirado do interior do reator durante a condição 2A foi caracterizado com análises físico-químicas de pH, alcalinidade, DQO, NTK , sólidos totais e voláteis.

Tabela 4 - Parâmetros e Métodos de Análise utilizados durante o experimento

| Parâmetro | Unidade | Frequência das análises | Método |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|---|
| pH | - | 3 vezes por semana | Potenciométrico APHA (4500h + B) |
| Alcalinidade | mg CaCO ₃ L ⁻¹ | 3 vezes por semana | Volumétrico APHA |
| DQO | mg L ⁻¹ | 3 vezes por semana | Colorimétrico APHA (5220D) |
| NTK | mg L ⁻¹ | 3 vezes por semana | Micro Kjeldahl APHA (4500 NorgC) |
| N-NH ₄ ⁺ | mg L ⁻¹ | 3 vezes por semana | Titulométrico APHA (4500 NH ₃ C) |
| N-NO ₂ ⁻ | mg L ⁻¹ | 3 vezes por semana | Colorimétrico APHA (4500 NO ₂ B) |
| N-NO ₃ ⁻ | mg L ⁻¹ | 3 vezes por semana | Colorimétrico APHA (4500 NO ₃ C) |
| ST e SV | mg L ⁻¹ | Quando coletado o lodo. | Gravimétrico APHA (2540 C) |
| SST e SSV | mg L ⁻¹ | 3 vezes por semana | Gravimétrico APHA (2540 D) |

4.6 ENSAIO HIDRODINÂMICO

Foram realizados dois ensaios hidrodinâmicos, um após dois anos de operação, antes da retirada do excesso de lodo reator, e outro após a retirada do excesso de lodo.

Os ensaios hidrodinâmicos foram realizados com a adição de um traçador, cloreto de sódio, ao afluente do reator e posterior detecção do mesmo no efluente. A detecção do traçador no efluente foi feita através da leitura de condutividade elétrica nas amostras coletadas na saída do reator. Para cada amostra coletada fazia-se três leituras de condutividade elétrica. A sonda utilizada era da marca Hanna, modelo fg ETQ.

A concentração de traçador utilizada foi determinada após a realização de testes preliminares com o afluente do reator e o traçador, até se chegar em quantidade que fosse

perceptível ao método utilizado. Assim, em 40L de afluente foi adicionado cloreto de sódio na concentração de 300 g L^{-1} . A partir de um tanque pulmão o afluente foi transferido para o interior do reator com o auxílio de uma moto-bomba helicoidal Netzsch, modelo NM021 programada para uma vazão de $0,475 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.

Testes preliminares foram realizados com adição de diferentes concentrações de NaCl no esgoto da estação para a determinação da condutividade elétrica. A concentração de NaCl foi calculada a partir dos valores conhecidos de condutividade elétrica com e sem a presença do sal traçador. Assim, considerou-se zero a concentração de sal na amostra do afluente do reator.

O tempo e o volume de injeção de pulso do marcador no afluente do reator foram definidos para que não superasse 2% do TDH de operação.

A duração total de cada um dos ensaios foi de 13 horas, com coleta de amostras de efluente em intervalos regulares de 15 minutos. As amostras coletadas foram refrigeradas e analisadas no Laboratório de Tratamento de Efluentes do departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Ponta Grossa.

4.6.1 Cálculo para Determinação dos Parâmetros Hidráulicos de Reatores

A curva que descreve a concentração de traçador na saída do reator ao longo do tempo (curva C) é uma ferramenta que permite avaliar qualitativamente o comportamento hidráulico de um reator, no entanto, empregando-se operações de cálculo é possível extrair informações quantitativas que representam numericamente a hidráulica do reator, como as curvas de distribuição do tempo de detenção hidráulico (curva E), o tempo de detenção hidráulico real (θh) e o modelo do escoamento (tendendo à mistura perfeita ou pistonado).

Para suprimir o efeito da contra-difusão do traçador no meio suporte, o que causaria efeito de calda na curva C, a aproximando virtualmente de um reator de fluxo pistonado, nos cálculos foi empregada a técnica de espelhamento do ramo ascendente (FOGLER, 1999).

Após espelhada, a curva C foi ajustada segundo uma curva de Gauss, para evitar o surgimento de derivadas negativas intercaladas entre positivas em função de falhas experimentais. Após essa etapa, a curva C ajustada foi transformada na curva F, que se trata da curva C ajustada e normalizada, para tanto foi empregada a Equação 5.

$$F = \frac{C}{C_{max}} \quad (5)$$

Considerando a vazão de alimentação do reator constante, as curvas E foram obtidas através da Equação 6.

$$E(t) = \frac{dF}{dT} \quad (6)$$

O tempo de detenção hidráulico médio pode então ser determinado para cada um dos ensaios, empregando-se a Equação 7.

$$\bar{\theta}_h = \int_0^{\infty} t \cdot E(t) \cdot dt \quad (7)$$

A variância (σ^2) da curva E indica a dispersão da distribuição, quanto maior o valor da variância, maior a dispersão. Ela foi obtida através da Equação 8.

$$\sigma^2 = \int_0^{\infty} (t - \bar{\theta}_h)^2 \cdot E(t) \cdot dt \quad (8)$$

Conhecendo-se a variância em cada um dos ensaios, empregando-se a Equação 12, calculou-se as variâncias adimensionais (σ_{θ}^2), as quais permitiram o cálculo do número de reator de mistura perfeita em série (N), conforme Equação 9. O parâmetro N revela o desvio da idealidade que a hidráulica do reator apresenta, tendendo ou para um reator de mistura perfeita, ou para um reator do tipo pistão.

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{\theta}_h^2} \quad (9)$$

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{1}{N} \quad (10)$$

Dispondo-se, ainda, do tempo de detenção e da vazão de alimentação (Q), foi possível calcular os volumes úteis dos reatores (V_u) (Equação 11). Com o volume morto e volume total do reator (V_t) foi estimado o volume morto (V_m) em cada caso (Equação 12).

$$\bar{\theta}_h = \frac{Q}{V_u} \quad (11)$$

$$V_t = V_u + V_m \quad (12)$$

4.7 CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DO REATOR

Para o cálculo da eficiência do reator na remoção de DQO e de NT e dos processos de nitrificação e desnitrificação foram utilizadas as equações 13, 14, 15 e 16.

$$\text{Redução DQO (\%)} = \frac{DQO_a - DQO_e}{DQO_a} \times 100 \quad (13)$$

$$\text{Rem. Nitrogênio Total (\%)} = \frac{NTK_a - NTK_e - N \text{ nitrito} - N \text{ nitrato}}{NTK_a} * 100 \quad (14)$$

$$\text{Nitrificação (\%)} = \frac{NTK_a - NTK_e}{NTK_a} * 100 \quad (15)$$

$$\text{Desnitrificação (\%)} = \frac{NTK_a - NTK_e - N \text{ nitrito} - N \text{ nitrato}}{NTK_a - NTK_e} \quad (16)$$

Onde:

DQO_a= Demanda Química de Oxigênio afluente;

DQO_e= Demanda Química de Oxigênio efluente;

NTK_a= Nitrogênio Total Kjeldahl afluente;

NTK_e= Nitrogênio Total Kjeldahl efluente;

N.nitrito = Nitrogênio na forma Nitrito;

N.nitrato = nitrogênio na forma Nitrato.

4.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA

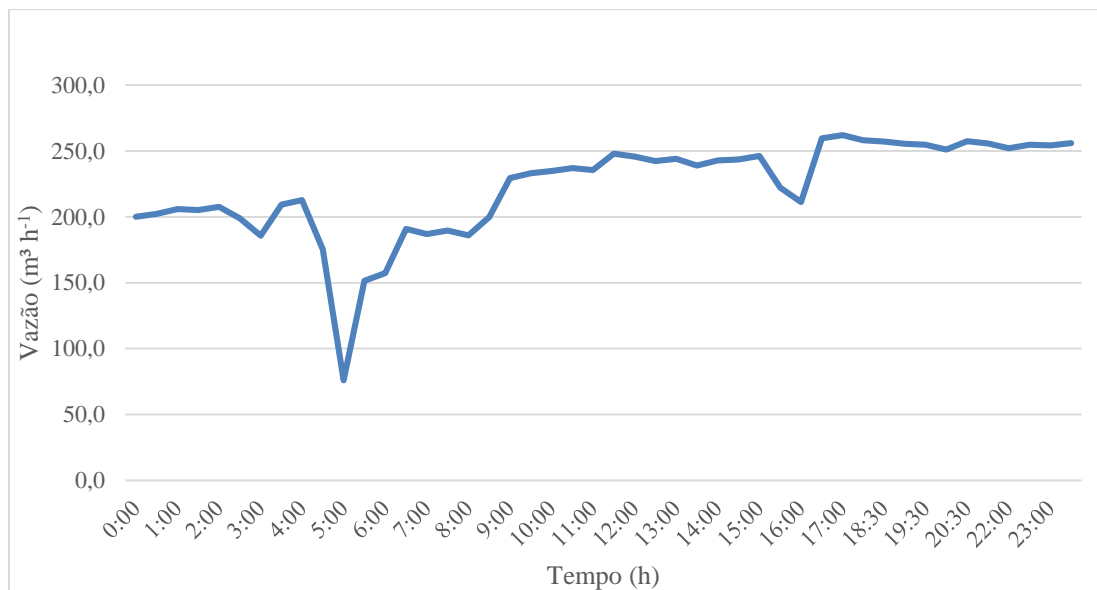
Os resultados obtidos durante todo o experimento foram submetidos ao teste de Shapiro Wilk para verificação da normalidade dos mesmos. Foi realizado o teste de variância (ANOVA) e quando a ANOVA mostrou haver diferença significativa entre os resultados, os mesmos foram comparados entre si utilizando-se o Teste de Tukey. O software utilizado para realização do teste de variância e para o teste de Tukey foi o R for Windows.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE

O reator foi avaliado durante 565 dias, iniciando a obtenção de dados em 11 de julho de 2018 e finalizando em janeiro de 2020. Durante todo o período, as amostras afluente e efluente foram coletadas semanalmente entre 10:00 e 14:00 horas, período de grande contribuição de vazão diária na estação, que pode ser verificado no hidrograma de esgoto bruto da ETE (Figura 10). A água residuária afluente ao reator era composta pela mistura de 50% esgoto bruto e 50% de efluente de UASB. Os valores apresentados na Tabela 5 representam a média dos valores das análises realizadas.

Figura 10 – Hidrograma da ETE Iapó localizada no município de Castro - Paraná.



O polutograma de DQO ETE (Figura 11) mostra a contribuição do esgoto bruto que chega na ETE. Mesmo com a mistura em 50% (v/v) de esgoto bruto e efluente de UASB, o valor médio da DQO afluente durante a operação foi de $528 \pm 95 \text{ mg L}^{-1}$, o que, de acordo com Jordão e Pessoa (2011), enquadra este efluente como um esgoto sanitário com características entre médio e forte. Esta ETE apresenta histórico de altos valores de entrada de DQO em sua operação. Segundo Metcalf e Eddy (2014), as variações nas concentrações de DQO em esgoto sanitário podem ser explicadas em função de inúmeras variáveis, como clima, índices pluviométricos e os hábitos culturais da população.

Figura 11 – Polutograma da ETE Iapó de Castro - Paraná.

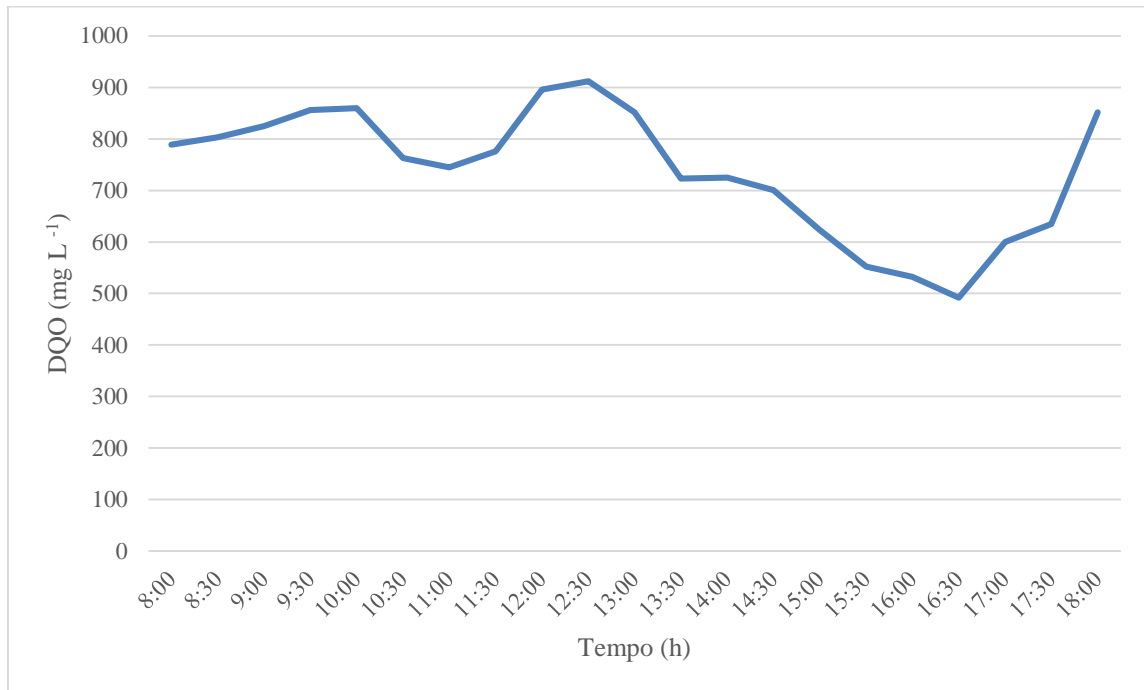


Tabela 5 - Caracterização média do afluente utilizado em cada condição

| Parâmetros | Condições Operacionais | | | | |
|---|--------------------------|----------------------------|--------------------------|-----------------------------|---|
| | Condição 1 (120/60) * | Condição 2 (Contínua) * | Condição 3 (60/120) * | Condição 2A (Contínua) * | Condição 2B (Contínua) * pós descarte |
| DQO (mg L ⁻¹) | 555 ± 60 | 512 ± 46 | 562 ± 30 | 516 ± 38 | 524 ± 61 |
| DQO filtrada (mg L ⁻¹) | 350 ± 84 | 468 ± 71 | 477 ± 37 | 463,5 ± 35 | 386 ± 60 |
| pH | 7,9 ± 0,3 | 8,2 ± 0,2 | 7,9 ± 0,3 | 8,3 ± 0,2 | 7,7 ± 0,3 |
| AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹) | 288 ± 89 | 316 ± 61 | 244 ± 58 | 227 ± 24 | 405 ± 67 |
| AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹) | 455 ± 19 | 457 ± 36 | 400 ± 33 | 443 ± 25 | 477 ± 55 |
| NTK (mg L ⁻¹) | 51,0 ± 2,2 | 55,8 ± 5,2 | 52,7 ± 3,9 | 53,6 ± 3,2 | 54,1 ± 6,4 |
| N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹) | 45,6 ± 3,0 | 50,0 ± 5,0 | 48,8 ± 3,6 | 52,8 ± 3,4 | 50,4 ± 4,9 |
| ST (mg L ⁻¹) | 434 ± 89 | 417 ± 100 | 484 ± 57 | 526 ± 43 | 409 ± 57 |
| SSF (mg L ⁻¹) | 316 ± 116 | 254 ± 70 | 232 ± 58 | 420 ± 98 | 329 ± 74 |
| SSV (mg L ⁻¹) | 118 ± 48 | 162 ± 119 | 252 ± 76 | 106 ± 78 | 81 ± 43 |
| Relação DQO/NTK | 11 ± 2 | 10 ± 1 | 10 ± 1 | 9 ± 0 | 10 ± 0 |

*AERANDO/SEM AERAÇÃO (min)

A mistura de 50% (v/v) de esgoto bruto e efluente de UASB se justifica pela possibilidade de aumento da capacidade de tratamento da ETE, além de possibilitar o pós tratamento. Nesta configuração esgoto bruto e UASB em proporção 1:1 a mistura se justifica pela necessidade de doadores de elétrons para a desnitrificação.

No afluente não foram detectadas concentrações de nitrito e nitrato.

5.2 REMOÇÃO DE DQO

Na ETE Iapó, o padrão de lançamento de DQO deve ser de DQO seja de 150 mg L⁻¹, conforme determinado pela Portaria de Outorga número 488/2018 – emitida pelo Instituto das Águas do Paraná. Pode-se notar que, com eficiências de remoções de DQO de 73 até 87%, todas as condições atenderam ao parâmetro máximo de lançamento outorgado para DQO, com concentração média máxima efluente de 133 ± 26 mg L⁻¹ (Tabela 6).

Na Tabela 6 são apresentados os valores das concentrações médias afluente, efluente e de eficiência de remoção de DQO do reator nos ensaios realizados

Tabela 6 - Concentração média de DQO afluente e efluente e eficiência de remoção nas diferentes condições estudadas

| Condição | Aeração (ON/OFF) (min) | Duração (dias) | T (°C) | DQO (mg L ⁻¹) | | Eficiência de remoção de DQO (%) | Estação do ano |
|----------|------------------------|----------------|-----------------|---------------------------|----------|----------------------------------|-------------------|
| | | | | Afluente | Efluente | | |
| 1 | 120/60 | 79 | 18 ^b | 555 ± 60 | 125 ± 9 | 77 ^b | Inverno |
| 2 | Contínua | 130 | 22 ^a | 512 ± 46 | 108 ± 40 | 80 ^a | Primavera/verão |
| 3 | 60/120 | 112 | 21 ^a | 562 ± 30 | 133 ± 26 | 73 ^b | Verão/outono |
| 2A | Contínua | 147 | 18 ^b | 516 ± 38 | 100 ± 24 | 82 ^a | Inverno/primavera |
| 2B | Contínua | 74 | 20 ^a | 524 ± 61 | 67 ± 22 | 87 ^a | Verão |

*Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey (p≤0,05).

O teste ANOVA indicou não haver diferença estatística significativa (p≤0,05) entre as eficiências de remoção de DQO das condições com aeração constante, 2, 2A e 2B. Este resultado nos mostra que, nas condições estudadas, a remoção de DQO aconteceu independentemente das variações de temperatura verificadas nas estações de inverno e verão. Os resultados de eficiência de remoção de DQO das condições 1 e 3, com aeração intermitente, diferiram estatisticamente entre si (p≤0,05), mas foram menores que nas condições com aeração constante. A maior remoção em períodos de maior aeração se deve à maior atividade das

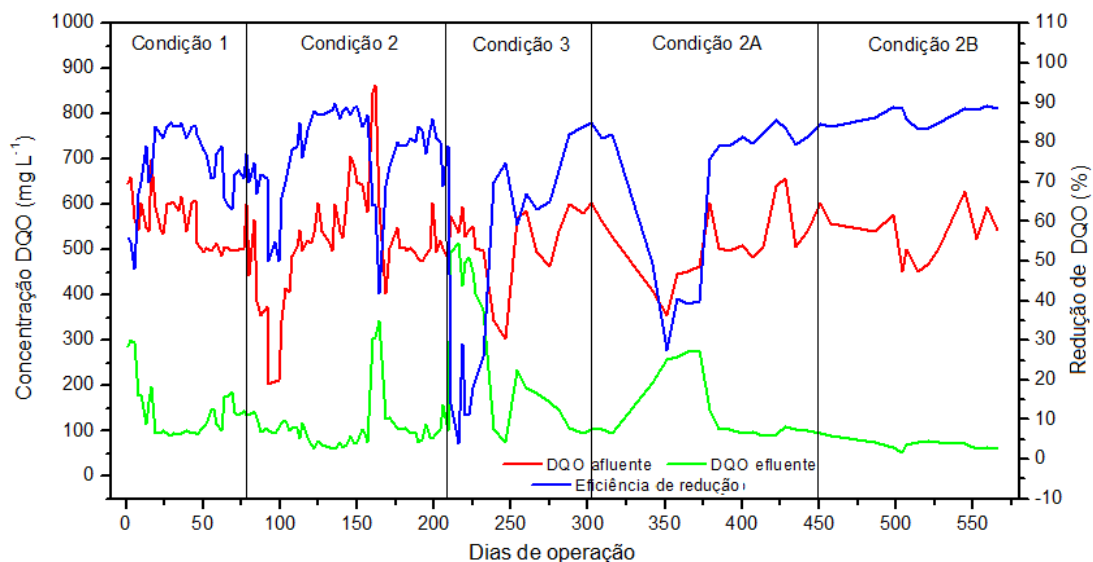
bactérias heterótrofas aeróbias, que têm sua atividade metabólica estimulada pela presença de matéria orgânica e disponibilidade de O_2 (LIU et al., 2010; SCHMIDT et al., 2003; CHIU et al., 2007). A condição 2B apresentou maior remoção de DQO, de 87%, fato que pode ser explicado pelo descarte de lodo do reator, foi realizado antes desta condição.

Polak (2018), estudando este mesmo reator com as mesmas condições de aeração, mas com TDH de 12 horas, observou remoções médias de DQO entre 76% e 79%, independente das condições de aeração, fato que pode ser devido ao maior TDH empregado.

De acordo com Polak (2018), a ETE Iapó possui histórico de altas concentrações de DQO com média de 750 mg L^{-1} e recebe elevada quantidade de contribuição parasitária lançada na rede de coleta, aumentando significativamente a parcela de água de chuva na composição do afluente e, por isso, diluindo a concentração de matéria orgânica presente em períodos de chuva.

Na Figura 12 podem ser verificados os elevados valores de DQO afluente obtidos neste trabalho, normalmente superiores a 450 mg L^{-1} . A ETE Iapó apresenta um histórico de recebimento de esgoto com maiores concentrações de DQO, se comparada a outras ETES. Além disso, essa ETE também recebe cargas pontuais, como de caminhões limpa fossa, que podem colaborar com os picos de DQO afluente.

Figura 12 – Dados de DQO afluente e efluente e de eficiência de remoção de DQO



5.3 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Os resultados das concentrações médias de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$), N-nitrito ($N-NO_2^-$) e N-nitrato ($N-NO_3^-$) afluente e efluente ao reator, obtidas nas diferentes condições operacionais, estão apresentados na Tabela 7.

Em cada alteração de condição operacional, foi observada uma etapa de adaptação às novas condições, que resultava em resultados instáveis. Assim, aguardou-se que os resultados indicassem estado estacionário (coeficiente de variação inferior a 5%) na nitrificação e desnitrificação para, então, utilizar os mesmos nas análises estatísticas.

Tabela 7 - Concentração médias de NTK, N-amoniaco, N-nitrito, N-nitrato do afluente e efluente das condições estudadas

| Condição | T (°C) | Afluente (mg L ⁻¹) | | Efluente (mg L ⁻¹) | | | | Nitrif. (%) | Desnitrif. (%) | Remoção de NT (%) |
|----------|-----------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| | | NTK | N-NH ₄ ⁺ | NTK | N-NH ₄ ⁺ | N-NO ₂ ⁻ | N-NO ₃ ⁻ | | | |
| 1 | 18 ^b | 53,1 ± 3,9 | 49,6 ± 3,6 | 18,7 ± 2,6 | 14,3 ± 5,9 | 0,7 ± 0,4 | 0,9 ± 0,3 | 64,6 ^c | 97,6 ^a | 61 ^c |
| 2 | 22 ^a | 54,5 ± 3,2 | 52,1 ± 3,4 | 10,6 ± 2,6 | 8,2 ± 3,2 | 0,8 ± 0,4 | 1,5 ± 0,4 | 80,3 ^a | 98,0 ^a | 76 ^b |
| 3 | 21 ^a | 55,8 ± 5,2 | 50,0 ± 3,4 | 14,3 ± 4,6 | 12,6 ± 3,2 | 1,0 ± 1,1 | 0,8 ± 0,7 | 73,9 ^b | 97,5 ^a | 71 ^b |
| 2A | 18 ^b | 51,0 ± 2,2 | 45,6 ± 3,0 | 12,7 ± 1,7 | 9,5 ± 1,4 | 0,6 ± 0,4 | 0,7 ± 0,3 | 75,0 ^{ab} | 98,3 ^a | 72 ^b |
| 2B | 20 ^a | 54,1 ± 6,3 | 50,4 ± 5,0 | 8,1 ± 1,3 | 6,5 ± 2,0 | 0,8 ± 0,5 | 0,9 ± 0,6 | 84,1 ^a | 98,0 ^a | 81 ^a |

*Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey (p≤0,05).

Analisando-se os resultados obtidos (Tabela 7), observa-se que, apesar das diferentes condições operacionais utilizadas, foi possível atender aos padrões de lançamento de nitrogênio amoniacal estabelecidos na Resolução CONAMA 430/2011, de 20 mg L⁻¹. Nas condições 1 e 3, com aeração intermitente, foram observados os maiores teores médios de concentração de NTK no efluente, 18,7±2,6 e 14,3±4,6 mg L⁻¹, respectivamente. Também foram as condições com menor porcentagem de nitrificação, de 64,6 e 73,9%, respectivamente.

Durante todo o experimento as taxas de desnitrificação apresentaram valores que variaram de 97,5% a 98,3%, indicando que não houve limitação de matéria orgânica para sua ocorrência, o que pode ser conferido pelas elevadas relações afluente DQO/NTK, maiores que 9,4 (Tabela 7). Jia et. al. (2020) em reator MBBR, tratando esgoto sintético, obtiveram 91% de desnitrificação e remoção de nitrogênio total de 94% com relação DQO/NTK superior a 7,5.

Independente das condições de aeração utilizadas durante o experimento, não houve diferença estatística entre as taxas de desnitrificação nas diferentes condições estudadas. Tal resultado se explica pelo fato de que, no Biobob[®], a difusibilidade de oxigênio para as camadas mais internas da espuma ser reduzida. A espuma, combinada com a adesão e crescimento de biomassa, cria uma barreira à passagem do mesmo. Santos et al. (2016), utilizando reator com

suporte de espuma para tratamento de efluente, mediu o perfil de OD na espuma e observou que, até profundidade de 670 μm , o ambiente era aeróbio e, em profundidades maiores, anóxico. Essa estratificação permitiu o desenvolvimento de bactérias autotróficas aeróbias nitrificantes nas zonas mais externas do suporte, onde havia presença de oxigênio livre, e de bactérias heterotróficas desnitrificantes nas mais internas.

Wosiack et al. (2015), estudando reator de leito estruturado com temperatura controlada a 30°C para tratar efluente de abatedouro, observaram que, com aeração contínua, a eficiência de nitrificação chegou a 100%. Neste trabalho, as maiores eficiências de nitrificação, também foram obtidas nas condições de aeração contínua. Observa-se que não houve diferença estatística de eficiência de nitrificação entre essas condições, que variou de 75,0 a 84,1%.

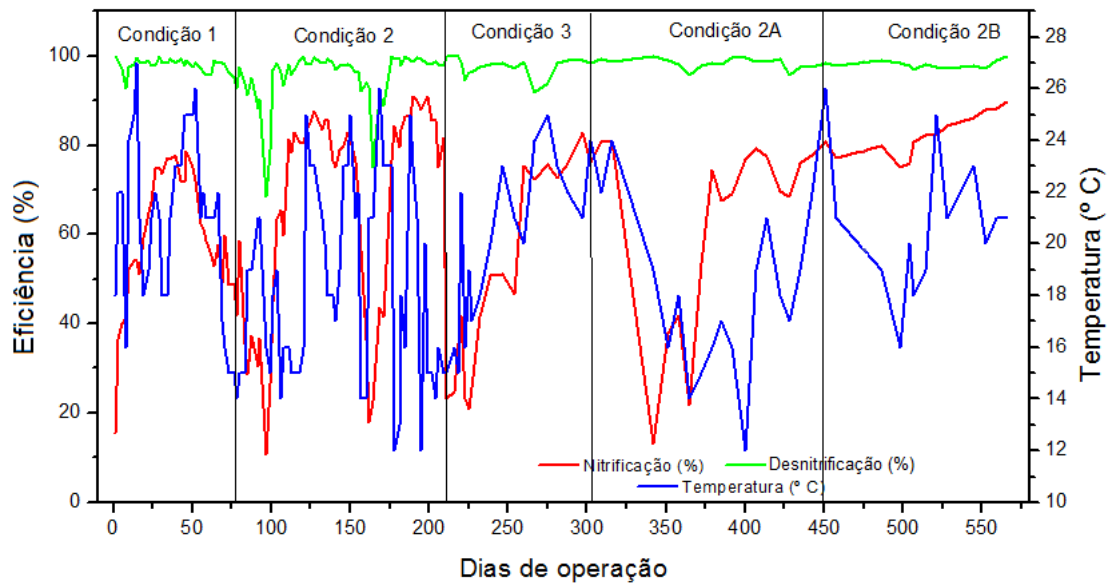
Comparando-se as condições 2, 2A e 2B observa-se que a nitrificação pode ter sido influenciada pela temperatura. Na condição 2A foi constatada a menor eficiência de nitrificação, de 75%. Essa condição também foi a que apresentou a menor temperatura média, de 18°C, entre as condições com aeração constante.

Analisando-se o gráfico apresentado na Figura 13, nota-se que a nitrificação foi significativamente influenciada pela temperatura. Quanto maior a temperatura, maiores as eficiências de nitrificação. Verificou-se que, mesmo operando com temperaturas inferiores às ideais para a ocorrência da nitrificação, que deve ser entre 25 e 35°C, a eficiência de nitrificação foi superior a 60% em todas as condições operacionais (LIU et al., 2010; KIM et al., 2008; CERVANTES-CARRILO et al., 2000).

O acúmulo de lodo leva a um excesso de matéria orgânica no reator e, em ambientes com significativos níveis de matéria orgânica, a nitrificação pode ser inibida, ou apresentar tendência a diminuição (SANTANNA JR, 2010). Iannacone et al. (2019), avaliando diferentes relações C/N em NDS, observaram maiores atividades nitrificantes com C/N de 2,7 do que com 5,6. Quando há concentração elevada de matéria orgânica disponível no reator, as bactérias heterotróficas aeróbias prevalecem sobre as autotróficas aeróbias nitrificantes. Bactérias heterotróficas apresentam crescimento mais rápido que as autotróficas e, dessa maneira, consomem o oxigênio disponível e se fixam no meio suporte mais rapidamente que as autotróficas, prejudicando estas últimas.

A média de eficiência de nitrificação encontrada na condição 1, 64,6%, foi menor que nas demais condições. Este fato pode estar relacionado com a temperatura média verificada nesta condição, de 18°C, que corrobora com os apontamentos de Liu et al. (2010), que constatou menor eficiência de nitrificação em temperaturas inferiores a 20°C.

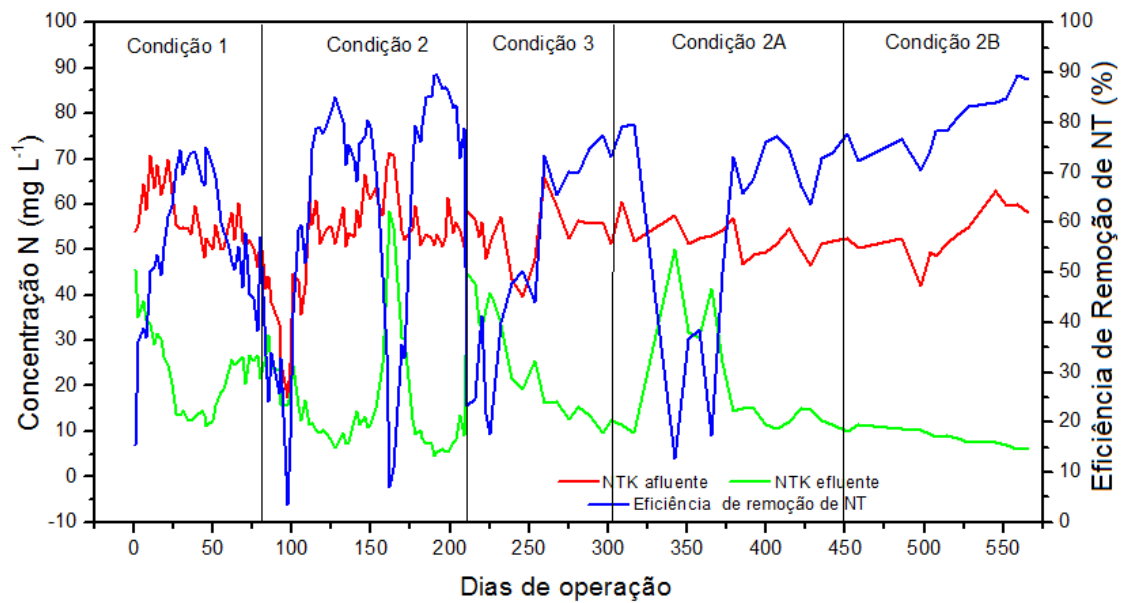
Figura 13 - Nitrificação, desnitrificação e temperatura em cada uma das condições



A cada mudança de condição, foi observado que o reator levou alguns dias para atingir o estado estacionário com relação às concentrações efluente dos parâmetros estudados. Essa diferença de eficiência se deve ao período de adaptação dos microrganismos a cada alteração de condição. Durante a operação do reator, houve dois momentos de queda de eficiência do mesmo causados por fatores adversos:

- Condição 2 (logo após o dia 150): observa-se queda na eficiência de remoção de nitrogênio e DQO. Essa queda de eficiência se deve a uma quebra na bomba de alimentação de efluente de UASB, causando aumento de carga de DQO e, conseqüentemente, um desequilíbrio no reator.
- Condição 2A (entre os dias 325 e 375): queda na eficiência de remoção de nitrogênio e DQO. Essa queda de eficiência pode ser sido causada pela falta de energia elétrica, que deixou as bombas de alimentação e os sopradores do reator sem funcionar por alguns dias.

Figura 14 - Série Temporal de Remoção de Nitrogênio



5.4 pH E ALCALINIDADE

A Tabela 8 apresenta o balanço de massa referente ao consumo e geração de alcalinidade de cada condição testada, a partir dos resultados das análises dos compostos nitrogenados.

Tabela 8 - Valores médios de pH e balanço de alcalinidade total consumida e gerada em todos os ensaios

| Condição | pH | | Nitrogênio amonificado ^A | Nitrogênio desnitrificado ^B | Alcalinidade afluente ^C | Alcalinidade requerida para nitrificação ^D | Alcalinidade produzida pela desnitrificação e amonificação ^E | Alcalinidade efluente teórica ^F | Alcalinidade efluente medida |
|-----------|-----------|-----------|-------------------------------------|--|------------------------------------|---|---|--|------------------------------|
| | Afluente | Efluente | | | | | | | |
| 1 | 7,9 ± 0,3 | 8,0 ± 0,2 | 0,1 | 32,8 | 403 ± 32 | 246 | 117 | 274 | 285 ± 87 |
| 2 | 8,1 ± 0,2 | 8,2 ± 0,2 | 0,0 | 41,6 | 434 ± 25 | 313 | 149 | 269 | 261 ± 50 |
| 3 | 8,2 ± 0,2 | 8,1 ± 0,3 | 4,1 | 39,7 | 457 ± 36 | 296 | 156 | 317 | 262 ± 129 |
| 2A | 8,0 ± 0,3 | 8,0 ± 0,2 | 2,2 | 37,0 | 450 ± 18 | 273 | 140 | 317 | 104 ± 17 |
| 2B | 7,7 ± 0,4 | 7,4 ± 0,2 | 2,1 | 44,3 | 462 ± 25 | 342 | 165 | 285 | 85 ± 16 |

Onde:

$$A = (NTK_{\text{afluente}} - N-NH_4^+_{\text{afluente}}) - (NTK_{\text{efluente}} - N-NH_4^+_{\text{efluente}})$$

$$B = (NTK_{\text{afluente}} - NTK_{\text{efluente}}) - N-NO_3^-_{\text{efluente}} - N-NO_2^-_{\text{efluente}}$$

$$D = (NTK_{\text{afluente}} - NTK_{\text{efluente}}) \times 7,14 \text{ mgCaCO}_3.L^{-1}$$

$$E = B \times 3,57 \text{ mgCaCO}_3.L^{-1} + A \times 3,57 \text{ mgCaCO}_3.L^{-1}$$

$$F = C - D + E$$

Observa-se na Tabela 8 que nas condições 1, 2 e 3, os valores de alcalinidade efluente

teórica foram bem próximos aos valores de alcalinidade verificada no efluente do reator, indicando a ocorrência de nitrificação autotrófica e desnitrificação heterotrófica.

Durante todo o experimento os valores de pH se mantiveram dentro da faixa ótima para nitrificação e desnitrificação. A faixa ótima de pH para o processo de nitrificação é entre 7,5 e 8,0, já para a ocorrência de desnitrificação, deve ser entre 6,5 e 8,0 (COLLIVER e STEPHENSON, 2000; SURAMPALLI et al., 1997).

Verificou-se neste sistema que o pH do reator manteve-se em condições ideais para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes e desnitrificantes, sem a necessidade de adição de agente alcalinizante. Uma vantagem deste processo a ser destacada, já que não há necessidade de aquisição de produtos químicos para esta função.

5.5 SÓLIDOS

São apresentados na Tabela 9 os resultados das concentrações médias afluentes e efluentes de SST, SSV e SSF. Em todas as condições operacionais os valores encontrados de sólidos do efluente são menores que no afluente, indicando haver retenção de sólido no reator.

Tabela 9 - Concentrações médias de SST, SSF e SSV no efluente do reator

| Sólidos | Afluente | | | Efluente | | | Remoção de SST (%) |
|----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--------------------|
| | SST | SSF | SSV | SST | SSF | SSV | |
| | (mg L ⁻¹) | (mg L ⁻¹) | (mg L ⁻¹) | (mg L ⁻¹) | (mg L ⁻¹) | (mg L ⁻¹) | |
| 1 | 433 ± 59 | 203 ± 58 | 230 ± 77 | 263 ± 81 | 117 ± 30 | 146 ± 74 | 39 ^c |
| 2 | 495 ± 43 | 300 ± 98 | 195 ± 77 | 175 ± 20 | 102 ± 16 | 77 ± 14 | 61 ^b |
| 3 | 468 ± 71 | 254 ± 70 | 162 ± 119 | 270 ± 154 | 120 ± 17 | 99 ± 78 | 42 ^c |
| 2^a | 442 ± 89 | 304 ± 116 | 137 ± 48 | 176 ± 78 | 117 ± 61 | 59 ± 37 | 60 ^b |
| 2^B | 468 ± 71 | 254 ± 70 | 162 ± 119 | 110 ± 40 | 61 ± 28 | 50 ± 32 | 76 ^a |

A média de remoção de SST encontrada neste trabalho foi de 56%. Polak (2018), trabalhando com este mesmo reator, mas operando com TDH de 12 horas, obteve média de

remoção de sólidos suspenso de 18%, valores menores que os observados neste trabalho.

Nas condições 2, 2A e 2B foram observadas eficiências de remoção de SST acima de 60%, próximo aos índices dos decantadores secundários, que removem entre 40 e 60% de ST (VON SPERLING, 2005). A condição 2B foi a que apresentou a melhor eficiência de remoção, 76%, devido ao descarte de lodo feito antes dessa condição ser iniciada.

Fuji et al (2013), operando um MBBR integrado com lodos ativados para tratar esgoto sanitário observou valores médios de SSV próximos a 1700 mg L^{-1} , muito maior do que a verificada neste trabalho, que teve SSV médio no efluente de 86 mg L^{-1} .

5.6 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DO REATOR

Ao final da condição 2A, com aproximadamente 800 dias de operação, foi realizado o descarte do excesso de lodo do reator. O Lodo do interior do reator foi medido com auxílio de um balde medidor e uma proveta graduada. O volume de lodo retirado foi de 286 L. Na Tabela 10 estão apresentados os resultados da caracterização do lodo obtido.

Tabela 10 - Concentrações médias de pH, NTK, DQO, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis do lodo.

| | Análises físico-químicas | | | | Série de Sólidos | | |
|-----------------------|--------------------------|--|-------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | pH | Alcalinidade (mg L^{-1}) | DQO (mg L^{-1}) | NTK (mg L^{-1}) | ST (g L^{-1}) | SF (g L^{-1}) | SV (g L^{-1}) |
| Lodo do reator | 8,4 | 584 | 1064 | 83,7 | 22 | 10 | 12 |

O teor de ST no lodo descartado foi de 22 g L^{-1} , sendo que destes, 55% eram SV, mostrando a estabilidade do lodo, segundo estabelece a resolução CONAMA nº 375 de agosto de 2006, que considera o lodo estável se SV/ST inferior a 70%.

Silva Filho et al. (2014), tratando esgoto bruto em sistema aerado obteve lodo estabilizado com aproximadamente 40 g L^{-1} de sólidos totais e destes, aproximadamente, 60% eram SV, valores muito próximos aos encontrados neste trabalho.

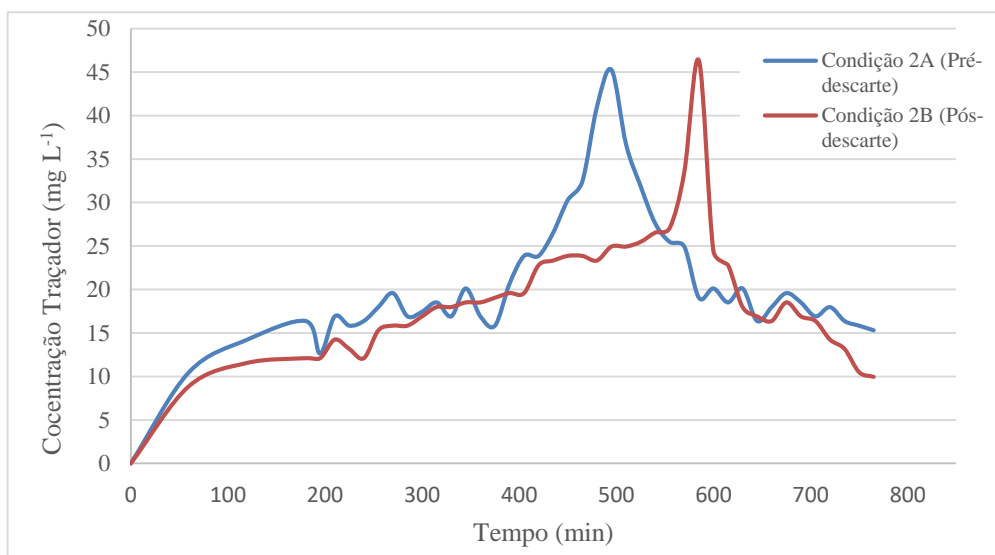
Luna et al (2019), tratando esgoto doméstico, caracterizou o lodo anaeróbio produzido em reatores de manta de lodo (UASB) e verificou teor de ST próximo ao deste trabalho de cerca

de 20 g L^{-1} com 70% de fração volátil e alcalinidade de $563,80 \pm 116 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Já os valores de Nitrogênio Total, $46,2 \text{ mg L}^{-1}$, foram menores que os verificados neste estudo que apresentou $83,7 \text{ mg L}^{-1}$, essa diferença verificada na composição nitrogenada do lodo gerado pode ser explicada pela carga orgânica e também pela composição do esgoto sanitário real utilizado nos diferentes experimentos. A alcalinidade próxima à encontrada nesse estudo pode propiciar a manutenção do pH. Esta manutenção interfere diretamente no crescimento da biomassa presente e requerida no interior do reator.

5.7 ENSAIO HIDRODINÂMICO

Na Figura 15 foi plotada a concentração do traçador NaCl ao longo do tempo, a chamada Curva C, através dela podemos verificar a resposta dos ensaios hidrodinâmicos para as condições 2A, pré-descarte de lodo, e 2B, pós-descarte de lodo.

Figura 15 - Curva C



Analisando-se a Figura 15, verifica-se que houve diferença no comportamento hidráulico após o descarte de lodo realizado. Observa-se que houve diferença no tempo em que ocorreu o pico em ambas as condições estudadas.

São apresentados na Tabela 11 os dados de TDH real, N (número de reatores de mistura completa em série) e os volumes útil e de zonas mortas do reator, obtidos nos ensaios hidrodinâmicos realizados nas Condições 2A e 2B, com TDH de 10 horas e aeração contínua.

Tabela 11 - Ensaio hidrodinâmico do reator de leito empacotado

| Condição | TDH real (h) | Aeração | N | Volume útil (L) | Volume de zonas mortas (L) |
|-------------------|--------------|----------|-----|-----------------|----------------------------|
| 2A (Pré-descarte) | 7,95 | Contínua | 62 | 3776 | 974 |
| 2B (Pós descarte) | 8,49 | Contínua | 262 | 4031 | 719 |

*Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Na caracterização hidrodinâmica de reatores podem ser considerados dois tipos de escoamentos ideais na modelagem: 1) escoamento pistonado (RFP) e 2) escoamento de mistura completa (CSTR). Para a maioria dos casos, esses dois tipos de escoamento resultam em desempenhos diferentes.

Após o descarte de lodo do interior do reator, verificou-se que o número de reatores em série, N , aumentou. Quanto maior o valor de N , menor é o grau de mistura completa e maior o número de tanques em série. Quando N é igual a 1, o reator deve ser considerado mistura completa ideal, qualquer valor diferente demonstra um desvio da idealidade. Valores de N maiores que 10 e tendendo ao infinito denotam um comportamento de fluxo em pistão (VON SPERLING et al., 2020; LEVENSPIEL, 2000).

Ressalta-se que, em reatores biológicos, o comportamento hidráulico e as condições de mistura operam em condições intermediárias entre os dois extremos: mistura completa e fluxo pistonado. O regime hidráulico em que opera um reator, interfere nas condições do pós tratamento utilizado. Como em ambas as condições foram obtidos valores de N superiores a 10, pode-se concluir que o reator operou em fluxo pistonado durante todo o experimento (ZAIAT, 2003; CARVALHO et al., 2008; LEVENSPIEL, 2000).

Nota-se que o TDH real da Condição 2A apresenta um perfil mais antecipado com relação ao TDH teórico (10 horas) e também antecedente ao verificado na Condição 2B.

Gomes et al. (2016), trabalhando com reator de leito móvel simulado para modelagem matemática em aplicação industrial, obtiveram $N = 73$, que corrobora com os valores encontrados antes do descarte de lodo (condição 2A). Já Gomes et al. (2015) realizando a modelagem de reator de leito fixo com altura de 1,2 m, obtiveram valores de N de 1875, muito superiores aos encontrados neste trabalho.

Durante a Condição 2B, avaliada após o descarte do lodo, observou-se aumento de 7% do TDH devido ao aumento do volume útil e, presume-se, foi responsável pelo aumento da eficiência do reator na remoção de nitrogênio total, de 81%. Constatou-se que a retirada de lodo

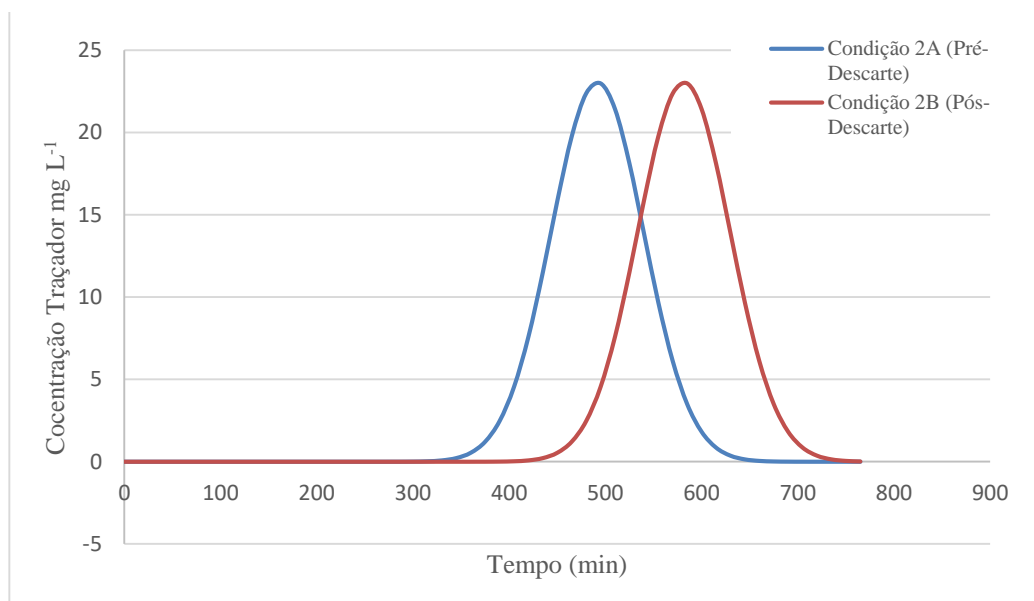
mudou ligeiramente o perfil do reator. Antes da descarga de lodo os volumes útil e de zonas mortas eram de 3776 L e 974 L, respectivamente. Após o descarte, o volume útil aumentou em 6,3 %, ficando com 4031 L, e o volume de zonas mortas diminuiu para 719 L.

Renuka et al. (2016) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de um reator anaeróbio híbrido com filtro anaeróbio no tratamento de efluente doméstico. Os autores verificaram que para TDH abaixo de 4 h, os compartimentos do reator operavam com característica de mistura completa. Ao aumentar o TDH para 8 e 12 h, o comportamento hidráulico foi caracterizado como intermediário entre pistonado e mistura completa.

Outro fator que pode ter contribuído para a redução do TDH real é a formação de zonas mortas no interior do reator. Peña et al (2006), tratando efluente doméstico, estudaram a dispersão utilizando LiCl em um UASB em tamanho real. Com TDH teórico de 10,6 e 7,8 h, o teste indicou que a maior parte da massa do traçador deixou o reator antes do TDH teórico, indicando acúmulo de biomassa no reator. Fato que pode ter acontecido também neste trabalho que teve TDH real menor que o TDH teórico em ambos os ensaios realizados.

Boeykens et al. (2016) compararam reatores operados em modelo PFR e CSTR para a remoção de contaminantes em efluentes industriais com soluções poliméricas biodegradáveis e verificaram melhores resultados de eficiência em reatores de fluxo pistonado. Fato este que corrobora para os achados melhor obtidos neste trabalho que identificou maiores eficiências com o reator operando mais próximo de PFR que de CSTR.

Figura 16 - Curvas C - ajustada



Na Figura 16 pode ser observado, através da Curva C ajustada, o TDH real para os

ensaios antes da retirada do lodo (Condição 2A) e após a retirada do lodo do reator (Condição 2B). Como após o ajuste da curva C, N foi maior que 10 para as duas condições, caracterizando comportamento de RFP, pode-se inferir que a característica hidrodinâmica dos dois momentos foi muito próxima.

Uma plausível explicação para o comportamento próximo entre as condições, pode ser dada pelas características do escoamento pistonado e as baixas velocidades lineares de deslocamento do fluido, que são constantes qualquer que seja a posição radial considerada. Além disso, através do cálculo do Número de Reynolds (Re) no reator, menor de 2000, sendo 0,15 para condição 2A e 0,13 para condição 2B, observa-se que o escoamento é laminar, que favorece o comportamento hidráulico pistonado nas duas condições (LEVENSPIEL, 2000; STREETER, 1998).

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nesta pesquisa mostram que o reator de leito empacotado com Biobob[®], operado com aeração intermitente e alimentado com esgoto bruto e efluente do UASB na proporção de 1:1, possibilita remover de maneira eficiente a DQO e o NT a níveis exigidos pela legislação.

A eficiência de remoção de NT variou de 61 a 81 %. Após o descarte do excesso de lodo (Condição 2B) verificou-se a melhor eficiência deste estudo, com efluente com concentração média de NT de 8,1 mg L⁻¹.

Independente das condições experimentais utilizadas, obteve-se eficiência de remoção de DQO entre 73 e 87%, com efluente final com concentrações médias que não excederam 133 mg L⁻¹. A condição com maior eficiência de remoção de DQO, Condição 2B, com aeração contínua, apresentou efluente com DQO média de 67 mg L⁻¹. Já a condição com menor eficiência de remoção de DQO, Condição 3, com aeração intermitente, gerou efluente com DQO média de 133 mg L⁻¹.

Os valores médios de N-NH₄⁺ no efluente foram de 6,5 mg L⁻¹ e atendem aos padrões da legislação vigente. Os valores efluentes médios de N-NO₃ foram de 0,9 mg L⁻¹ e de N-NO₂ foram de 0,8 mg L⁻¹. As maiores concentrações efluentes de NT e NH₄ foram de 12,7 mg L⁻¹ e de 9,5 mg L⁻¹, respectivamente foram obtidas na Condição 2A, a última antes da remoção do excesso de lodo, os valores de N-NO₃ e N-NO₂ foram de 0,7 mg L⁻¹ e 0,6 mg L⁻¹, respectivamente.

Com a realização dos ensaios hidrodinâmicos, verificou-se que a retirada do lodo do interior do reator aumentou o TDH real de 7,45 h (Condição 2A) para 8,49 h (Condição 2B), o que pode explicar o aumento de eficiência de remoção de NT observada na condição 2B.

Pode-se concluir que o reator de leito empacotado com Biobob[®] operado com TDH de 10 horas, aeração intermitente e recirculação, pode ser utilizado para o pós tratamento de efluente composto por esgoto doméstico bruto e efluente de UASB na proporção de 1:1.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Recomenda-se a continuidade de estudos para este tipo de reator, operando com diferentes águas residuárias, adotando diferentes tempos de detenção hidráulica e condições adversas para o pós tratamento de efluentes ricos em matéria orgânica e nitrogênio.

Para o melhor entendimento das reações de nitrificação e desnitrificação que ocorrem no reator, sugere-se a realização de testes de biologia molecular (DNA-PCR) para identificação dos microrganismos presentes na biomassa do reator. A partir dos gêneros e espécies presentes, poderá ser confirmado o processo de NDS sugerido neste trabalho.

REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira De Normas Técnicas. **NBR 9648**: estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio De Janeiro, 1986.
- APHA. American Public Health Association, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 th. Ed., Washington, 1998.
- ANTILEO, C.; MEDINA, H.; BORNHARDT, C.; MUÑOZ, C.; JARAMILLO, F., PROAL, J. Actuators monitoring system for real-time control of nitrification-denitrification via nitrite on long term operation. **Chemical Engineering Journal**, v. 223, p. 467-478, 2013
- ARAÚJO JUNIOR, M. M.; LERMONTOV, A.; ARAUJO, S. L. P.; ZAIAT, M.; Reduction of sludge generation by the addition of support material in a cyclic activated sludge system for municipal wastewater treatment. **Bioresource Technology**, V. 143, P. 483-489, 2013.
- BARANA, A. C.; LOPES, D. D.; MARTINS, T. H.; POZZI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; DEL NERY, V.; FORESTI, E. Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.1, p.453-457, 2013.
- BELTRAN, C.A.E. **Aplicación de un sistema de control supervisor de pH y OD en la operación continua de un reactor nitrificante de disco rotatório**. Dissertação. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile, 2008.
- BOEYKENS, S. P.; CARACCILOLO, N.; VAZQUES, C. Defining New Parameters for Green Engineering Design of Treatment Reactors. **Journal of Sustainable Development of Energy, Water**, v.2, n.1, p.5-13, 2016.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE número 375, de 29 de agosto de 2006**. Define Critérios e Procedimentos, para o Uso Agrícola de Lodos de Esgoto Gerado em Estações de Tratamento de Esgotos Sanitário e seus Produtos Derivados, e dá Outras Providências. Brasília. 2006
- BUENO, R.F. (2011) **Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto**. Dissertação. Programa de Mestrado em Saúde Pública – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011
- CAMPOS, L. E. F.; PETTER, C. O.; KAUTZMANN, R. M. Filtro anaeróbio: uso de resíduos de construção como material suporte. **Revista de Ciências Ambientais**, v.2, n.1, p.5-13, 2008.
- CAPODICI, M., CORSINO, S.F., TORREGROSSA, M., VIVIANI, G. Shortcut nitrification-denitrification by means of autochthonous halophilic biomass in an SBR treating fish canning wastewater. **Journal Environmental Management**, 208, 142–148, 2018.
- CARVALHO, K. Q.; SALGADO, M. T.; PASSIG, F. H.; PIRES, E. C. Avaliação hidrodinâmica de reatores UASB submetidos à variação cíclica de vazão. **Engenharia**

Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 226-235, 2008.

CHAN, Y. J.; CHONG, M. F., LAW, C. L.; e HASSELL, D. G. A review on anaerobic–aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v.155, n.1, p.1-18, 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v.5. 2. ed. atual. Belo Horizonte: Editora UFMG, 379 p., 2016.

CHERNICHARO, C.A.L.; RIBEIRO, T.B.; GARCIA, G.B.; LERMONTOV, A.; POSSETTI, G.R.F.; ROSSETO, M.A.L.L.R. Overview of sewage treatment in the South, Southeast and Midwest regions of Brazil: most employed technologies. **Revista DAE**, v.66, p.5-19, 2018.

CERVANTES-CARRILLO, F.; PÉREZ, J.; GÓMEZ, J. Avances em la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. **Revista Latinoamericana de Microbiología**, v. 42, p. 73-82, 2000.

CIUDAD, G.; RUBILAR, O.; MUÑOZ, P.; RUIZ, G.; CHAMY, R.; VERGARA, C.; JEISON, D. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 5, p. 1715-1719, 2005.

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

COLLIVIGNARELLI, C.; BERTANZA, G. Simultaneous Nitrification denitrification processes in activated sludge plants: performance and applicability. **Water Science and Technology**. v.40, p.187–194, 1999.

COLLIVER, B.B.; STEPHENSON, T. Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. **Biotechnology Advances**, v. 18, n. 3, p. 219-232, 2000.

COPASA. **Companhia de Saneamento de Minas Gerais**. Disponível em: <http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet> . Acesso em 28 jul. 2020

COATS, E.R.; MOCKOS, A.; LOGE, F.J. Post-Anoxic denitrification driven by ph and glycogen within enhanced biological phosphorus removal. **Bioresource Technology**, v. 102, p.109–1027, 2011.

CORREA, C.Z.; PRATES, K.V.M.C.; OLIVEIRA, E.F. de.; LOPES, D.D.; BARANA, A.C. Nitrification/denitrification of real municipal wastewater in an intermittently aerated structured bed reactor. **Journal of Water Process Engineering**. v. 23, p. 134- 141, 2018

CRUZ, D. B.; ARANTES, E. J.; CARVALHO, K. Q P.; FERNANDO H.; KREUTZ, C.; GONÇALVES, M. S. Avaliação do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente com diferentes configurações do sistema de distribuição do afluente utilizando fluidodinâmica computacional. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21(4), p.721-730, 2016.

OLIVEIRA, A. C. D. G.; CORREA, C. Z.; PRATES, K. V. M. C.; LOPES, D. D. Nitrifying, Denitrifying and Heterotrophic Biomass Present in Moving Bed-Reactor. **American Journal of Environmental Sciences**, v 13, n. 1, p. 47-57, 2017.

DENG, L.; NGO H.; GUO, W.; WANG, J.; ZHANG, H. Evaluation of a new sponge addition-microbial fuel cell system for removing nutrient from low C/N ratio wastewater, **Chemical Engineering Journal**, v. 338, P. 166-175, 2018.

DI CAPUA, F.; PIROZZI, F.; LENS, P.N.L.; ESPOSITO, G. Electron donors for autotrophic denitrification. **Chemical Engineering Journal**.v. 362, p. 922–937, 2019

CANTO, C. S. A.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; ZAIAT, M. FORESTI, E. Feasibility of nitrification/denitrification in a sequencing batch biofilm reactor with liquid circulation applied to post-treatment. **Bioresource Technology**, v.99, n.3, p.644-654, 2008.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. Dissertação. Mestrado em Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 115p, 2008.

DUARTE, N. C. **Efeito da concentração de matéria orgânica na desnitrificação em reator de leito empacotado e UASB**. Dissertação. Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, SP, 2018.

EPA. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati. Manual Nitrogen Control. **Technology Transfer**, 1993.

ERSAHIN, M. E.; OZGUN, H.; OZTURK, I.; DERELI, R. K. **Anaerobic treatment of industrial effluents: an overview of applications**. INTECH Open Access Publisher, Vol 1, 434p., 2011.

EU – European Union. **Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment**. European Union, 1991.

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

FOGLER, H. S. **Elements of chemical reaction engineering**. 3. ed. Rio de Janeiro: Prentice-Hall Education. 976 p, 1999.

FREITAS, D. C.; PASSIG, F. H.; KREUTZ, C.; CARVALHO, K. Q; ARANTES, E. J.; GOMES, S. D. Effect of hydraulic retention time on hydrodynamic behavior of anaerobic-aerobic fixed bed reactor treating cattle slaughterhouse effluent. **Acta Scientiarum Technology**, v. 39(4), 469- 485, 2017.

FULAZZAKY, M. A.; ABDULLAH, N. H.; YUSOFF A. R. M., PAUL E. Conditioning the alternating aerobic–anoxic process to enhance the removal of inorganic nitrogen pollution from a municipal wastewater in France, **Journal of Cleaner Production**, v. 100, p. 195-201, 2015.

FUJI, 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**, v. 18, p. 349-358, 2013.

GOMES, L. F.; AUGIER, F.; LEINEKUGEL-LE-COCQ, D.; VINKOVIC, I.; SIMOENS, S. Hydrodynamic modelling of complex fixed bed geometries in simulated moving bed adsorption processes. **Chemical Engineering Science**, v.132, p. 46-58, 2015.

GOMES, L. F.; AUGIER, F.; LEINEKUGEL-LE-COCQ, D. Modelling of a simulated moving bed in case of non-ideal hydrodynamics. **Chemical Engineering Science**, v.153, p. 188–198, 2016.

GUJER, W. Nitrification and Me – A subjective review. **Water Research**, v.44, n.1, p.1-19, 2010.

GU, Y.Q.; LI, T.T.; LI, H.Q. Biofilm formation monitored by confocal laser scanning microscopy during startup of MBBR operated under different intermittent aeration modes. **Process Biochemistry**, v 74, p. 132–140, 2018.

GUO, W.; NGO, H. H.; DHARMAWAN, F.; PALMER, C.G. Roles of polyurethane foam in aerobic moving and fixed bed bioreactors. **Bioresource Technology**, v.101, n.5, p.1435– 1439, 2010.

HASEBORG, E.; ZAMORA, T.M.; FRÖHLICH, J.; FRIMEL, F.H. Nitrifying microorganisms in fixed-bed biofilm reactors fed with different nitrite and ammonia concentrations. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1701-1706, 2010.

HE, T., XIE, D., LI, Z., NI, J., SUN, Q. Ammonium stimulates nitrate reduction during simultaneous nitrification and denitrification process by *Arthrobacter arilaitensis* Y-10. **Bioresource Technology**, v. 239, p. 66-73, 2017.

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

HOSSAKA, A. L.; FERNANDES, F.; DA SILVA, S. M. C. P; LOPES, D. D. Evaluation of nitrite accumulation in biological treatment systems aiming at shortcut denitrification. **Acta Scientiarum Technology**, v. 34, n.3, p.261-267, 2012.

IANNACONE, F.; DI CAPUA, F.; GRANATA, F.; GARGANO, R.; PIROZZI, F.; ESPOSITO, G. Effect of carbon-to-nitrogen ratio on simultaneous nitrification denitrification and phosphorus removal in a microaerobic moving bed biofilm reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 250, p. 1-9, 2019.

IANNACONE, F.; DI CAPUA, F.; GRANATA, F.; GARGANO, R.; ESPOSITO, G. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in a continuous-flow moving bed biofilm reactor alternating microaerobic and aerobic conditions. **Bioresource Technology**, v. 310, p. 235-246, 2020.

IANAMOTO, C. Y. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada**

concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas sequenciais e sob aeração intermitente. Tese. Doutorado em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

JARAMILLO, F., ORCHARD, M., MUÑOZ, C., ZAMORANO, M., ANTILEO, C. Advanced strategies to improve nitrification process in sequencing batch reactors - a review. **Journal Environmental Management** v. 218, p. 154–164, 2018.

JENKINS, G. S. A general circulation model study of the effects of faster rotation rate, enhanced CO₂ concentration, and reduced solar forcing: Implications for the faint young sun paradox, **Journal of Geophysical Research**, v. 98, p. 20803– 20811, 1993.

JENZURA, N. T. **Remoção de matéria carbonácea e nitrogenada de esgoto sanitário em reator de leito estruturado com aeração intermitente de fase única.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2017.

JENZURA, N. T.; WENDLING, A. C.; ZIELINSKI, A.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; BARANA A. C. Prediction of total nitrogen removal in a structured bed reactor for secondary and tertiary treatment of sanitary sewage. **Desalination and Water Treatment**, v. 126, p.144-150, 2018.

JIA Y., ZHOU M., CHEN Y., HU Y., LUO J. Insight into short-cut of simultaneous nitrification and denitrification process in moving bed biofilm reactor: Effects of carbon to nitrogen ratio. **Chemical Engineering Journal**, v. 400, p. 1222-12231, 2020.

JIA, W.; LIANG, S.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; YAN, Y.; ZOU, Y. Nitrous oxide emission in low-oxygen simultaneous nitrification and denitrification process: Sources and mechanisms. **Bioresource Technology**, v. 136, p. 444–451, 2013.

JORDAO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Sanitários.** 4. ed. Belo Horizonte: Segrac Editora, vol. 1. p.906, 2005.

KELLNER, E.; MOREIRA, J. F. V.; PIRES, E. C. Influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de lagoa de estabilização: determinação experimental e teórica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, vol.14, n.1, p. 129-138. Jan./Mar. 2009

KHAN, S.J.; ILYAS, S.; JAVID, S.; VISVANATHAN, C.; JEGATHEESAN, V. Performance of suspended and attached growth MBR systems in treating high strength synthetic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 9, p. 5331-5336, 2011.

KHANONGNUCH, R.; DI CAPUA, F.; LAKANIEMI, A.-M.; RENE, E.R.; LENS, P.N.L. H₂S removal and microbial community composition in an anoxic biotrickling filter under autotrophic and mixotrophic conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 367, p. 397–406, 2019.

KIM, D.J.; LEE, D.I.; KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by

FISH. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 3, p. 459-468, 2008.

KONG Q.; WANG, Z.; NIU, P.; MIAO M. Greenhouse gas emission and microbial community dynamics during simultaneous nitrification and denitrification process. **Bioresource Technology**, v. 210, p. 214 -219, 2016

LEICK, S. A.; OLIVEIRA J. G. B.; TAVARES, K. A.; LOPEZ, D. D.; BARANA A.C. Effect of aeration e recirculation in the removal of nitrogen and chemical oxygen demand from sanitary sewage in a structured bed reactor. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 37, p. 1236-1243, 2017.

LEYVA-DÍAZ J. C; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ A.; GONZÁLEZ-LÓPEZ J.; MUÑO MM, POYATOS J. M. Kinetic modeling and microbiological study of two-step nitrification in a membrane bioreactor and hybrid moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor for wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal** v.259, p. 692–702, 2015.

LI, Y.Z.; HE, Y.L.; OHANDJA, D.G.; JI, J., LI, J.F.; ZHOU, T. Simultaneous nitrification–denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: comparative study. **Bioresource Technology** v. 99, p. 5867–5872, 2008.

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

LIU, Y.; SHI, H.; XIA, L.; SHI, H.; SHEN, T.; WANG, Z.; WANG, G.; WANG, Y. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 3, p. 901–6, fev. 2010.

LOURENÇO, A. M. P.; CAMPOS, C. M. M. Hydrodynamic behavior of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) operated with an adopted hydraulic retention time (HRT) of 12 hours. **Ciência e Agrotecnologia**, v.33, n.4, p.1139-1144, 2009.

LUNA, Y. H. D. M.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; LOPES W. S. Characterization of anaerobic sludge produced on short solid retention time reactor in water treatment. **Revista DAE**, v.218, n.67, p.24-34, 2019.

MATANGUE, M. T. A.; CAMPOS, C. M. M. Determination of kinetic parameters of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (uasb), treating swine wastewater. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras , v. 35, n. 6, p. 1204-1210, 2011 .

METCALF, E.; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. 5. ed. New York: McGraw Hill, 2014.

MEYER, R.L.; ZENG, R.J.; GIUGLIANO, V.; BLACKALL, L.L. Challenges for simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in microbial aggregates: mass transfer limitation and nitrous oxide production. **FEMS Microbiology Ecology**. 52, 329–338, 2005

MORITA, M.; UEMOTO, H.; WATANABE, A. Nitrogen removal bioreactor capable of

simultaneous nitrification and denitrification for application to industrial wastewater treatment. **Biochemical Engineering Journal**, v.41, n.1, p.59-66, 2008.

MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. **Journal of Environmental Management**, v. 98, p. 163-167, 2012.

MOURA, R. B.; SANTOS, C. E. D.; OKADA, D. Y.; MARTINS, T. H.; FERRAZ J.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Carbon-nitrogen removal in a structured-bed reactor (SBRRIA) treating sewage: Operating conditions and metabolic perspectives. **Journal of Environmental Management**, v. 224, p. 19-28, 2018.

MUJTABA, G.; RIZWAN, M.; LEE, K. Removal of nutrients and COD from wastewater using symbiotic co-culture of bacterium *Pseudomonas putida* and immobilized microalga *Chlorella vulgaris*. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 49, p. 145-151, 2017.

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

NARDI, I.R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Kinetics of BTEX degradation in a packed-bed anaerobic reactor. **Biodegradation**, v. 18, p. 83–90, 2007.

NARDI, IR; ZAIAT, M; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**, v. 21, n.5, p. 469-476, 1999.

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

NOYOLA, A., PADILLA-RIVERA, A., MORGAN-SAGASTUME, J. M., GÜERECA, L. P., HERNÁNDEZ-PADILLA, F. Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v.40, n.9, p.926-932, 2012.

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

OLIVEIRA, A. C. D. G.; BLAICH, C. I.; LOPES, D. D.; SANTANA, S. V.; PRATES, K. NMP de bactérias nitrificantes e desnitrificantes e sua relação com os parâmetros físico-químicos em lodo ativado para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário. **Revista DAE**, n.192, p.60-69, 2017.

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

ONO, A. F. **Estratégias de operação de reatores aeróbio/anóxico operados em batelada sequencial para remoção de nitrogênio de água residuária industrial**. Dissertação. Escola de engenharia de São Carlos – Departamento de Hidráulica e Saneamento. 2007.

PAETKAU, M.; CICEK, N. Comparison of nitrogen removal and sludge characteristics between a conventional and a simultaneous nitrification denitrification membrane bioreactor. **Desalination**, v. 283, p. 165-168, 2011.

PASSIG, F. H.; BLUNDI, C. E. Caracterização hidrodinâmica de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente. **Engenharia e Arquitetura – Escola de Engenharia de São Carlos/USP**, São Carlos, v. 1, n. 54 1, p. 1-6, 1999

PEÑA, M. R.; MARA, D. D.; AVELLA, G. P. Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. **Water research**, v. 40, n. 3, p.445-452, 2006.

PERSSON, J.; SOMES, N. L. G.; WONG, T. H. F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science & Technology**. V.40, n.3, p.291 – 300, 1999.

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

RENUKA, R., MOHAN, S. M.; RAJ, S. A. Hydrodynamic behaviour and its effects on the treatment performance of panelled anaerobic baffle-cum filter reactor. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v.13, n.1, p.307-318, 2016.

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

RIBEIRO, R.; VARESCHE, M. B. A.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Influence of the carbon source on the anaerobic biomass adhesion on polyurethane foam matrices. **Journal of Environmental Management**, v.74, n.2, p.187-194, 2005.

ROSTRON, W.; STUCKEY, D.; YOUNG, A. Nitrification of high strength ammonia wastewaters: Comparative study of immobilisation media. **Water research**, v. 35 p. 1169-78, 2001.

SALEHI, S., CHENG, K.Y., HEITZ, A., GINIGE, M.P. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus recovery (SNDPr) - an opportunity to facilitate full-scale recovery of phosphorus from municipal wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 238, p. 41–48, 2019

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

SANTOS, C. E. D.; MOURA, B. R.; DAMIANOVIC H. R. Z. M.; FORESTI E. Influence of COD/N ratio and carbon source on nitrogen removal in a structured-bed reactor subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA). **Journal of Environmental Management**, v166, n.1, p 519-524, 2016.

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

2014.

SARTI, A.; VIEIRA, L. G. T.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Influence of the liquid-phase mass transfer on the performance of a packed-bed bioreactor for wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v.78, n.3, p.231-238, 2001.

SCHIMIDT, I.; SLIEKERS, O; SCHIMIDT, M.; BOCK, E; FUERST, J.; KUENE, J. G. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS**, v.772, p.1-12, 2003.

SHEN, Z.; ZHOU, Y.; HU, J.; WANG, J. Denitrification performance and microbial diversity in a packed-bed bioreactor using biodegradable polymer as carbon source and biofilm support. **Journal of Hazardous Materials**, v.250, p.431-438, 2013.

SEIFI, M.; FAZAELIPOOR, M. Modeling simultaneous nitrification and denitrification (SND) in a fluidized bed biofilm reactor. **Applied Mathematical Modelling**, v 36, p 5603–5613, 2012.

SILVA, N. T. M. **Remoção de carbono e nitrogênio de efluente de matadouro em reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo**. 2018. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2018.

SILVA FILHO, J. A.; VAN HAANDEL, A. C. Estabilização de lodo de pós-tratamento aeróbio na unidade de pré-tratamento anaeróbio. **Revista DAE**, v. 194, n. 5, p.86-102, 2014.

SOUZA, T. N. **Influência da concentração de alcalinidade e relação C / N no processo de nitrificação e desnitrificação simultânea de efluente de microcervejaria em um reator de leito estruturado**. Dissertação. Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos. Universidade Estadual de Ponta Grossa. 2019.

STARR, C. General philosophy of risk-benefit analysis . **Electric Power Research Institute /stanford IS Seminar, Stanford**, California, p 30-35, 1974.

STREETER, V. L; WYLIE, E. B.; BEDFORD, K. W. **Fluid Mechanics**. Ninth ed. Singapore: MacGraw-Hill, p.740, 1998.

SUAREZ, C., PICULELL, M., MODIN, O., LANGENHEDER, S., PERSSON, F., HERMANSSON, M. Thickness determines microbial community structure and function in nitrifying biofilms via deterministic assembly. **Scientific Reports** V. 9, p. 110-125, 2019.

SURAMPALLI, R.Y.; TYAGI, R.D.; SCHEIBLE, O.K.; HEIDMAN, J.A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential bath reactor. **Bioresearch Technology**, v. 61, p. 151-157, 1997.

TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; NICOLAU, C.E.; BARBOSA, M.; TONON, D. tratamento de esgoto com o emprego de filtros de areia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, p. 287-294, 2012.

VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; JETTEN, M.S.M. Microbiological conversions in nitrogen removal. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 1, p. 1-7, 1998.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, v. 2, 152p., 2005.

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A. C. S.; GOMES, L. N. L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, v. 226, n.13, p.169-174, 2008.

VON SPERLING, M. **Princípios Do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos, Vol. 2, UFMG (2ª ed.), p. 211, 2016.

VON SPERLING, M. V.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A.C. **Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data: A Guide for Students, Researchers and Practitioners**. London: IWA Publishing, 1 ° ed., 2020

WANG, X.; XING, L.; QIU, T.; HAN, M. Simultaneous removal of nitrate and pentachlorophenol from simulated groundwater using a biodenitrification reactor packed with corncob. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 4, p. 2236-2243, 2013.

WANG, J., GONG, B., WANG, Y., WEN, Y., ZHOU, J., HE, Q. The potential multiple mechanisms and microbial communities in simultaneous nitrification and denitrification process treating high carbon and nitrogen concentration saline wastewater. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 708-715, 2017

WENDLING, A. C. **Avaliação da remoção simultânea de nitrogênio em esgoto sanitário com reator de leito fixo e aeração intermitente em escala de bancada**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2017.

WOSIACK, P. A.; LOPES, D. D.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E.; GRANATO, D.; BARANA, A. C. Removal of COD and nitrogen from animal food plant wastewater in intermittently-aerated structured-bed reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 154, p.145-150, 2015.

WU, W. CFD investigation of turbulence models for mechanical agitation of non-Newtonian fluids in anaerobic digesters. **Water Research**, v.45, n. 5, p 2082-2094, 2011

XU, Y. L.; ZHOU, J. T.; QU, Y. Y. , H. YANG, LIU Z. J. Dynamics and oxygen transfer of a novel vertical tubular biological reactor for wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 156 , p. 92-97, 2010.

XU, D.; CHEN, H.; LI, X.; YANG, Q.; ZENG, T.; LUO, K.; ZENG, G. Enhanced biological nutrient removal in sequencing batch reactors operated as static/oxic/anoxic(SOA) process. **Bioresource Technology**, v.143, p.204-211, 2013.

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

YAO, Y. C.; ZHANG, Q. L.; LIU, Y.; LIU, Z. P. Simultaneous removal of organic matter and nitrogen by a heterotrophic nitrifying–aerobic denitrifying bacterial strain in a membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 83-89, 2013.

YUAN, X. J.; GAO, D. W. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, v. 1-3, p.1041-1045, 2010.

ZAIAT, M.; FORESTI, E. Method for estimating the kinetics of substrate degradation in horizontal-flow anaerobic immobilized sludge reactors. **Biotechnology Techniques**, v. 11, n.5, p. 315-318, 1997.

ZAIAT, M. **Desenvolvimento e análise de biorreatores aeróbios contendo células imobilizadas para o tratamento de águas residuárias**. Livre Docência (Departamento de Hidráulica e saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

ZENG, R. J.; LEMAIRE, R.; YUAN, Z.; KELLER, Y. J. Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal in a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor. **Biotechnology Bioengineering**, v. 84 (2), p. 170-178, 2003.

ZHANG, P.; ZHOU, Q. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. **Environmental Science Engineering**, v. 1, n.1, p.49-52, 2007.

ZHANG, L.; ZHENG, P.; TANG, C.; JIN, R. Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. **Journal of Zhejiang University Science**, v.9, p.416-426, 2008.

ZHAO, J., FENG, L., YANG, G., DAI, J., MU, J. Development of simultaneous nitrification-denitrification (SND) in biofilm reactors with partially coupled a novel biodegradable carrier for nitrogen-rich water purification. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 800-809, 2017.

ZHOU, X., WANG, X. Z., ZHANG, H., WU, H. M. Enhanced nitrogen removal of low C / N domestic wastewater using a biochar-amended aerated vertical flow constructed wetland. **Bioresource technology**, v. 241, p. 269-275, 2017.

ZHOU X.; ZHANG Z.; ZHANG X.; LIU Y. A novel single-stage process integrating simultaneous COD oxidation, partial nitritation-denitritation and anammox (SCONDA) for treating ammonia-rich organic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 254, p. 50-55, 2018.

ZHU, G. B.; PENG, Y. Z.; WU, S. Y.; XU, S. W. Simultaneous nitrification and denitrification in step feeding biological nitrogen removal process. **Journal of Environmental Sciences-China**, v.19, p.1043-1048, 2007.

ZHU T.; ZHANG, Y.; QUAN X.; LI H. Effects of an electric field and iron electrode on anaerobic denitrification at low C/N ratios. **Chemical Engineering Journal**, v. 266 , p. 241-248, 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.

APÊNDICE A- CÁLCULOS HIDRODINÂMICOS

Condição 2A

| t (medido) | C (medida) | t (ajuste) | C (ajustada) | F = C/Cmax | E = df/dt | t * E | (t-TDH)2*E |
|---------------|---------------|------------|--------------|---------------|-----------|-------|-------------|
| 0 | 0 | 0 | 16,30683 | 0,4150432 | 0,000000 | 0 | 0 |
| 60 | 10,49478 | 60 | 16,30683 | 0,4150432 | 0,000000 | 0 | 0 |
| 120 | 14,2391 | 120 | 16,30683 | 0,4150432 | 0,000000 | 0 | 0 |
| 180 | 16,37871 | 180 | 16,30683 | 0,4150432 | 0,000000 | 0 | 0 |
| 195 | 12,63439 | 195 | 16,30683 | 0,4150432 | 0,000000 | 0 | 0 |
| 210 | 16,91361 | 210 | 16,30683 | 0,4150432 | 0,000000 | 0 | 0 |
| 225 | 15,84381 | 225 | 16,30683 | 0,4150432 | 0,000000 | 6E-06 | 0,001617722 |
| 240 | 16,37871 | 240 | 16,30686 | 0,4150439 | 0,000000 | 3E-05 | 0,006200743 |
| 255 | 17,98342 | 255 | 16,30696 | 0,4150465 | 0,000000 | 1E-04 | 0,022182714 |
| 270 | 19,58813 | 270 | 16,30739 | 0,4150574 | 0,000002 | 5E-04 | 0,077514745 |
| 285 | 16,91361 | 285 | 16,30909 | 0,4151007 | 0,000006 | 0,002 | 0,239532279 |
| 300 | 17,44852 | 300 | 16,31504 | 0,4152521 | 0,000021 | 0,006 | 0,661057633 |
| 315 | 18,51832 | 315 | 16,33393 | 0,4157329 | 0,000062 | 0,02 | 1,626920702 |
| 330 | 16,91361 | 330 | 16,38801 | 0,4171094 | 0,000164 | 0,054 | 3,552233175 |
| 345 | 20,12303 | 345 | 16,5274 | 0,4206571 | 0,000392 | 0,135 | 6,85027059 |
| 360 | 16,91361 | 360 | 16,85064 | 0,4288843 | 0,000845 | 0,304 | 11,5873609 |
| 375 | 15,84381 | 375 | 17,52325 | 0,4460036 | 0,001630 | 0,611 | 16,99511692 |
| 390 | 20,65793 | 390 | 18,77561 | 0,4778788 | 0,002820 | 1,1 | 21,39858892 |
| 405 | 23,86734 | 405 | 20,85287 | 0,5307495 | 0,004350 | 1,762 | 22,61935664 |
| 420 | 23,86734 | 420 | 23,90205 | 0,6083575 | 0,005910 | 2,482 | 19,27577291 |
| 435 | 26,54186 | 435 | 27,8202 | 0,7080827 | 0,006990 | 3,041 | 12,39503218 |
| 450 | 30,28617 | 450 | 32,14188 | 0,8180785 | 0,007000 | 3,15 | 5,1446647 |
| 465 | 32,42578 | 465 | 36,06702 | 0,9179816 | 0,005550 | 2,581 | 0,813919155 |
| 480 | 40,98422 | 480 | 38,67952 | 0,9844752 | 0,002730 | 1,31 | 0,022801233 |
| 495 | 45,26344 | 495 | 39,28948 | 1 | -0,000808 | | |
| 510 | 36,705 | 510 | 37,72769 | 0,9602492 | -0,004130 | | |
| 525 | 31,89088 | 525 | 34,42144 | 0,8760981 | -0,006380 | | |
| 540 | 27,61166 | 540 | 30,20559 | 0,7687959 | -0,007160 | | |
| 555 | 25,47205 | 555 | 25,98243 | 0,6613076 | -0,006610 | | |
| 570 | 24,93715 | 570 | 22,41815 | 0,5705891 | -0,005240 | | |
| 585 | 19,05322 | 585 | 19,80908 | 0,5041828 | -0,003640 | | |
| 600 | 20,12303 | 600 | 18,12785 | 0,461392 | -0,002240 | | |
| 615 | 18,51832 | 615 | 17,16591 | 0,4369086 | -0,001230 | | |
| 630 | 20,12303 | 630 | 16,67455 | 0,4244024 | -0,000608 | | |

| | | | | | | | |
|-----|----------|-----|----------|-----------|-----------|--|--|
| 645 | 16,37871 | 645 | 16,44964 | 0,418678 | -0,000269 | | |
| 660 | 17,98342 | 660 | 16,35715 | 0,4163239 | -0,000108 | | |
| 675 | 19,58813 | 675 | 16,32292 | 0,4154527 | -0,000039 | | |
| 690 | 18,51832 | 690 | 16,3115 | 0,415162 | -0,000013 | | |
| 705 | 16,91361 | 705 | 16,30806 | 0,4150745 | -0,000004 | | |
| 720 | 17,98342 | 720 | 16,30712 | 0,4150505 | -0,000001 | | |
| 735 | 16,37871 | 735 | 16,30689 | 0,4150447 | 0,000000 | | |
| 750 | 15,84381 | 750 | 16,30684 | 0,4150434 | 0,000000 | | |
| 765 | 15,30891 | 765 | 16,30683 | 0,4150432 | 0,000000 | | |

INTEGRAL 239 3698,36
 MAXIMO 39,28948 477,1 0,016246961

| | | | |
|------------|-------------|-----------|----------|
| TDH | 7,95 | 62 | n |
|------------|-------------|-----------|----------|

0,475 0,06

10 475

Vt 4750 L

Vu 3776 L

Vm 973,8 L

Condição 2B

| t (medido) | C (medida) | t (ajuste) | C (ajustada) | F = C/Cmax | E = df/dt | t * E | (t- TDH)2*E | θ |
|---------------|---------------|------------|--------------|---------------|------------|-------|----------------|----------|
| 0 | 0 | 0 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 60 | 8,8900776 | 60 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 120 | 11,564589 | 120 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 180 | 12,099492 | 180 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 195 | 12,099492 | 195 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 210 | 14,239101 | 210 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 225 | 13,169297 | 225 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 240 | 12,099492 | 240 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 255 | 15,308906 | 255 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 270 | 15,843809 | 270 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 285 | 15,843809 | 285 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 300 | 16,913613 | 300 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 315 | 17,983418 | 315 | 23,35059418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 330 | 17,983418 | 330 | 23,35062418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 345 | 18,51832 | 345 | 23,35072418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 360 | 18,51832 | 360 | 23,35115418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 375 | 19,053223 | 375 | 23,35285418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 390 | 19,588125 | 390 | 23,35880418 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | |
| 405 | 19,588125 | 405 | 23,37769418 | 0,5045555 | 7,7813E-05 | 0,032 | 0,8451405 | 18,31 |
| 420 | 22,797539 | 420 | 23,43177418 | 0,5057227 | 0,00020056 | 0,084 | 1,5964002 | 31,19 |
| 435 | 23,332442 | 435 | 23,57116418 | 0,5087311 | 0,00046509 | 0,202 | 2,5618082 | 44,67 |
| 450 | 23,867344 | 450 | 23,89440418 | 0,5157076 | 0,00096779 | 0,436 | 3,393677 | 51,88 |
| 465 | 23,867344 | 465 | 24,56701418 | 0,5302243 | 0,00180196 | 0,838 | 3,5230723 | 45,56 |
| 480 | 23,332442 | 480 | 25,81937418 | 0,5572538 | 0,00298887 | 1,435 | 2,5513779 | 25,79 |
| 495 | 24,937149 | 495 | 27,89663418 | 0,6020868 | 0,00438732 | 2,172 | 0,8867642 | 6,677 |
| 510 | 24,937149 | 510 | 30,94581418 | 0,6678966 | 0,00563764 | 2,875 | 0,0034574 | 11,64 |
| 525 | 25,472051 | 525 | 34,86396418 | 0,7524611 | 0,00621826 | 3,265 | 1,549009 | 51,76 |
| 540 | 26,541856 | 540 | 39,18564418 | 0,845735 | 0,00564769 | 3,05 | 5,3517552 | 99,23 |
| 555 | 27,076758 | 555 | 43,11078418 | 0,9304504 | 0,003759 | 2,086 | 7,8792151 | 83,41 |
| 570 | 33,495587 | 570 | 45,72328418 | 0,9868354 | 0,00087764 | 0,5 | 3,2425244 | 24,32 |
| 585 | 46,333244 | 585 | 46,33324418 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| 600 | 24,402247 | 600 | 44,77145418 | 0,9662922 | -0,0047572 | -2,85 | 39,206841 | - |
| 615 | 22,797539 | 615 | 41,46520418 | 0,8949342 | -0,006066 | -3,73 | 67,878754 | - |
| 630 | 17,983418 | 630 | 37,24935418 | 0,8039444 | -0,0060765 | -3,83 | 88,647399 | - |

| | | | | | | | | |
|-----|-----------|-----|-------------|-----------|------------|-------|-----------|---|
| 645 | 16,913613 | 645 | 33,02619418 | 0,7127969 | -0,0051285 | -3,31 | 94,553882 | - |
| 660 | 16,378711 | 660 | 29,46191418 | 0,6358699 | -0,0037541 | -2,48 | 85,350716 | - |
| 675 | 18,51832 | 675 | 26,85284418 | 0,5795589 | -0,002419 | -1,63 | -66,48501 | - |
| 690 | 16,913613 | 690 | 25,17161418 | 0,5432733 | -0,0013841 | -0,96 | 45,235535 | - |
| 705 | 16,378711 | 705 | 24,20967418 | 0,522512 | -0,000707 | -0,5 | 0 | |
| 720 | 14,239101 | 720 | 23,71831418 | 0,511907 | -0,0003236 | -0,23 | 0 | |
| 735 | 13,169297 | 735 | 23,49340418 | 0,5070529 | -0,0001331 | -0,1 | 0 | |
| 750 | 10,494785 | 750 | 23,40091418 | 0,5050567 | -4,925E-05 | -0,04 | 0 | |
| 765 | 9,9598823 | 765 | 23,36668418 | 0,5043179 | 0,00065924 | 0,504 | 0 | |

INTEGRAL 282 988,84893
 MAXIMO 46,33324418 509,2 0,0038135

| | | | |
|------------|-------------|------------|--|
| TDH | 8,49 | 262 | |
|------------|-------------|------------|--|

10 475
 0,48 0,056 Vt 4750 L
 Vu 4031,3 L
 Vm 718,6996 L