

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *Stricto sensu*
MESTRADO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

RAFAEL POLAK

REATOR DE LEITO EMPACOTADO EM ESCALA PILOTO PARA REMOÇÃO
DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGENADA DE ESGOTO SANITÁRIO

PONTA GROSSA

2018

RAFAEL POLAK

REATOR DE LEITO EMPACOTADO EM ESCALA PILOTO PARA REMOÇÃO
DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGENADA DE ESGOTO SANITÁRIO

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Ponta Grossa para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental, Área de Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientadora:

Prof^a. Dr^a. Ana Cláudia Barana.

PONTA GROSSA

2018

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

P762 Polak, Rafael
Reator de leito empacotado em escala piloto para remoção de matéria orgânica e nitrogenada de esgoto sanitário/ Rafael Polak. Ponta Grossa, 2018.
79 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental – Área de concentração – Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Cláudia Barana

1. Reator biológico. 2. Nitrificação. 3. Desnitrificação. 4. Leito empacotado. 5. Espuma de poliuretano. 6. Aeração intermitente. I. Barana, Ana Cláudia. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa - Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. T.

CDD : 668.42



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação: "REATOR DE LEITO EMPACOTADO EM ESCALA PILOTO
PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGENADA DE ESGOTO
SANITÁRIO"

Nome: **Rafael Polak**

Orientador: **Professora. Dra. Ana Claudia Barana**

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Professora Dra. Ana Claudia Barana
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Professora Dra. Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic
Escola de Engenharia de São Carlos - USP

Dra. Bárbara Zaniccotti Leite Ross
Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR

Ponta Grossa, 23 de julho de 2018.

*À Cássia, por ser luz na vida
de meu amigo Nilson, seu pai.*

AGRADECIMENTOS

À minha família por todo amor, carinho e generosidade comigo, principalmente, à minha mãe Eliane Cristina Mainardes, por além de tudo, ser meu exemplo em vida!

À minha orientadora professora Dr^a. Ana Claudia Barana pela oportunidade, paciência e ajuda em todas as fases do trabalho, inclusive em seus finais de semana e suas férias. Obrigado!

À meu amigo Nilson Vieira da Luz por aceitar o desafio, abraçar, ajudar em todas as etapas e dar apoio incondicional para que tudo desse certo. Obrigado!

À Nayara da Silva, por todo carinho, incentivo e companheirismo em todos os momentos.

Ao mestre João Guilherme de Oliveira pelo apoio, conversas, orientações e realização de todas as análises da pesquisa. Deu trabalho!

Aos técnicos Daniel Nunes, Oséias Jorge Melo, Luciano Antônio Kubisse, Juliano Diniz Stella, pelo apoio na montagem e operação do reator.

Aos colegas da Sanepar Danilo José Raffo, Roberto L. Sihnel, Danilo Carvalho de Gouveia, Francisco Rodrigues da Silva e Lineu Milleo Jr.

À Sanepar por ter proporcionado as condições para que eu pudesse realizar este trabalho.

À Universidade Estadual de Ponta Grossa, junto com o departamento de Engenharia Civil e ao Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental, por terem aberto as portas para minha formação.

À Bio Proj Tecnologia Ambiental e todos os seus colaboradores, representados pelo Eng^o Moacir Messias de Araújo Filho, pelo fornecimento das instalações do reator, orientações e conversas.

À Gerência de Pesquisa e Inovação, representada pela Eng^a Dr^a Bárbara Zaniccotti Leite Ross, por acreditar e dar suporte a este trabalho.

Aos colegas da Sanepar Jorge Luiz Fischer, Roberto Luiz Sihnel, Danilo Carvalho de Gouveia.

Aos gerentes Juarez Antônio Wollz, Edson Roberto Michaloski e superintendentes Antônio Carlos Gerardi e Fabio Leal de Oliveira por permitirem que eu realizasse o curso.

RESUMO

Essa pesquisa teve por objetivo principal avaliar o desempenho de um reator em escala piloto de leito empacotado e fluxo contínuo sob diferentes condições operacionais de aeração, na remoção biológica de matéria carbonácea e nitrogenada, de efluente sanitário. O reator possuía um volume total de 5,65 m³ e volume útil de 4,75 m³, devido ao volume ocupado pelo material suporte. O meio suporte utilizado para fixação de microrganismos foi o dispositivo denominado Biobob®, que consiste em uma matriz de espuma de poliuretano envolta por uma estrutura de polipropileno, com geometria cilíndrica de 45 mm de diâmetro e 60 mm de altura. O reator foi operado com um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 12 horas, razão de recirculação de 2 vezes vazão de alimentação e foi alimentado continuamente por afluente composto por mistura de esgoto sanitário não tratado e efluente de Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF) na proporção de 1:1 (v:v). Foram explorados três ciclos de operação de 180 minutos: (1) aerando continuamente por 180 minutos, (2) aerando 60 minutos e não aerando 120 minutos, e (3) aerando 120 minutos e não aerando 60 minutos. Os resultados mostraram não haver diferença estatística nas eficiências de reduções de Demanda Química Oxigênio (DQO) entre as três condições estudadas, com eficiências médias de 76,34%, 75,32% e 79,80%, respectivamente, indicando que o tempo de aeração não influenciou na eficiência de redução. A DQO efluente do reator variou entre 31 mg.L⁻¹ e 206 mg.L⁻¹. A eficiência de nitrificação se mostrou fator limitante na remoção de NT. As condições (1) e (3) com maiores taxas de nitrificação, 75% e 70% respectivamente, obtiveram as melhores eficiências de remoção de NT, com taxas de 65% em ambas. A relação DQO/NTK durante as 3 etapas da pesquisa foi próxima a 9,59. A condição (3) apresentou diferença estatística significativa na remoção de NT devido a maior disponibilidade de doadores de elétrons, com relação DQO/NTK de 11,2. A desnitrificação apresentou médias de remoções de 87%, 89% e 94%, nas condições 1, 2 e 3, respectivamente. Pelos resultados obtidos, pode-se concluir que o reator piloto de leito empacotado e aeração intermitente foi eficiente na remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogenada, podendo ser considerado uma alternativa interessante a ser utilizada no tratamento combinado de efluente de UASB e esgoto bruto.

Palavras-chave: reator biológico, nitrificação, desnitrificação, leito empacotado, espuma de poliuretano e aeração intermitente.

ABSTRACT

The main objective of this research was to evaluate the performance of a pilot scale reactor of packed bed and continuous flow, on different aeration operating conditions, in the biological removal of carbonaceous and nitrogenous matter from sanitary effluent. The reactor has a total volume of 5.65 m³, and a useful volume of 4.75 m³ due to the volume occupied by the structured bed. The medium used to fix microorganisms was the device called Biobob®, which consists of a polyurethane foam matrix enveloped by a polypropylene structure, with a cylindrical geometry of 45 mm in diameter and 60 mm in height. The reactor was operated with a 12 hour Hydraulic Retention Time (HRT), recirculation rate of 2 times feed rate and was continuously fed by a mixture of untreated sewage and effluent from an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) in the proportion of 1:1 (v:v). Three 180-minute cycles of operation were performed: (1) continuous aeration for 180 minutes, (2) aeration 60 minutes and no aeration for 120 minutes and (3) aeration for 120 minutes and no aeration for 60 minutes. The results showed that there was no statistical difference in the efficiency of Chemical Oxygen Demand (COD) reductions between the three conditions studied, with mean efficiencies of 76.34%, 75.32% and 79.80%, respectively, indicating that the aeration did not influence the reduction efficiency. The COD concentrations effluent from the reactor varied between 31 mg.L⁻¹ and 206 mg.L⁻¹. The efficiency of nitrification was shown to be a limiting factor in NT removal. The conditions (1) and (3) with higher nitrification rates, 75% and 70%, respectively, obtained the best NT removal efficiencies, with rates of 65% in both. The COD / NTK ratio presented a high average during the 3 stages of the research, with an observed value of 9.59. Denitrification showed mean removals of 87% (1), 89% (2) and 94% (3). Condition (3) presented a statistically significant difference with the others due to the greater availability of electron donors, with a COD/NTK ratio of 11.2. From the results, we can conclude that the packed bed reactor and intermittent aeration is efficient in the simultaneous removal of organic matter and nitrogen and is an interesting alternative to be used in the treatment and post treatment of anaerobic reactors.

Key words: biological reactor, nitrification, denitrification, structured bed, polyurethane foam and intermittent aeration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição do nitrogênio no esgoto bruto	14
Figura 2 - Ciclo convencional do nitrogênio.....	18
Figura 3 - Ciclo convencional do nitrogênio (Nitrificação, Desnitrificação e ANAMMOX).....	25
Figura 4 - Floco de lodo ativado mostrando zonas internas aeróbias e anóxicas	28
Figura 5 - Influência do tamanho do floco na difusão do OD no interior do floco.	29
Figura 6 – Foto aérea da ETE Iapó – Castro – Pr.	33
Figura 7 - Fluxograma simplificado ETE Iapó, Castro, PR.	34
Figura 8 - Local implantação reator	36
Figura 9 – Projeto de implantação do reator e instalações.....	37
Figura 10 – Fluxograma do processo do reator.....	37
Figura 11 – Foto lateral das instalações do reator.....	37
Figura 12 - Foto frontal das instalações reator	38
Figura 13 - Fotos da montagem do reator	38
Figura 14 - Ponto de alimentação do esgoto bruto após sistema preliminar e ponto de alimentação de efluente do RALF 1.	40
Figura 15 - Fotos do material suporte Biobob ® - (a) sem biomassa e (b) com biomassa aderida.	41
Figura 16 - DQO afluente e efluente e eficiência de remoção	51
Figura 17 - Remoção DQO e Relação DQO/NTK	52
Figura 18 - Eficiência nitrificação, desnitrificação, remoção NT e relação DQO/NTK.....	55
Figura 19 - Perfil de oxigênio em biofilme - suporte espuma de poliuretano ...	58
Figura 20 - Variação da concentração de sólidos no afluente e efluente nas condições operacionais.....	62
Figura 21 - Consumo de energia elétrica/dia para cada condição operacional	Erro! Indicador não definido.
Figura 22 - Consumo de energia elétrica por kg de DQO removida e concentração DQO afluente	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Forma predominante do nitrogênio no meio	16
Tabela 2 - Relações C/N necessárias para desnitrificação.....	21
Tabela 3 – Características do suporte utilizado para imobilização de biomassa.	41
Tabela 4 – Análises físico químicas a serem realizadas no projeto.....	42
Tabela 5 – Fases experimentais	43
Tabela 6 - Caracterização do afluente	47
Tabela 7 – Concentração média DQO afluente e efluente e eficiência de remoção	48
Tabela 8 - Concentrações DBO, DQO e SST exigidos em outorga para ETE IAPÓ.....	50
Tabela 9 - Concentrações médias de NTK, N-amoniacal, N-nitrito e N-nitrato do afluente e efluente dos ensaios estudados	53
Tabela 10 – Eficiência de nitrificação, desnitrificação, remoção de Nitrogênio Total e média da relação DQO/NTK afluente	53
Tabela 11 – Média de pH e alcalinidade afluente e efluente em todos os ensaios.....	58
Tabela 12 – Valores médios de temperatura afluente, eficiência de nitrificação, desnitrificação, remoção de nitrogênio total e relação DQO/NTK afluente	60
Tabela 13 - Concentrações médias de sólidos totais, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos voláteis.....	61
Tabela 14 - Potências nominais dos motores instalados, potencias moduladas dos motores instalados, consumo de energia durante a aeração e consumo de energia durante a fase sem aeração do reator em escala piloto.....	63
Tabela 15 - Quadro comparativo de consume de energia elétrica para o tratamento esgoto sanitário.....	64
Tabela 16 – Custos com energia elétrica para cada condição de operação....	65

LISTA DE ABREVIÇÕES E SIGLAS

ANAMMOX – *Anaerobic Ammonium Oxidation*

C/N – Carbono/Nitrogênio

CANON - *Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*

DQO – Demanda Química de Oxigênio (mgDQO.L^{-1})

DQO/N – Demanda Química de Oxigênio/N

EPA - *Environmental Protection Agency*

ETE – Estação de Tratamento de Efluente

FEPT – Filtro Ecológico Aerado para pós-tratamento

NDS – Nitrificação Desnitrificação Simultânea

NT – Nitrogênio Total (mgNT.L^{-1})

NTK – Nitrogênio Total *Kjeldahl* (mgNTK.L^{-1})

OD – Oxigênio Dissolvido ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)

OLAND - *Oxygen Limited Autotrophic Nitrification and Denitrification*

ONU – Organização das Nações Unidas

pH – Potencial hidrogeniônico

PU – Poliuretano

Q_a – Vazão de Alimentação

Q_r – Vazão de Recirculação

RALF – Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná

SF – Sólidos Fixos

SHARON - *Single Reactor High Activity Ammonium Removal Over Nitrite*

SSF - Sólidos Suspensos Fixos

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

ST – Sólidos totais

SV – Sólidos Voláteis

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

TRC – Tempo de Retenção Celular

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

UEPG – Universidade Estadual de Ponta Grossa

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	13
2.1. OBJETIVO GERAL	13
2.1.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	14
3.1. NITROGÊNIO EM CORPOS HÍDRICOS.....	14
3.2. SISTEMAS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	17
3.2.1. PROCESSO CONVENCIONAL - NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO	17
3.2.2. NOVOS PROCESSOS DE REMOÇÃO BIOLÓGICA DO NITROGÊNIO	22
3.2.2.1. NITRIFICAÇÃO PARCIAL E DESNITRIFICAÇÃO.....	22
3.2.2.2. ANAMMOX (ANAEROBIC AMMONIUM OXIDATION)	23
3.2.2.3. CANON	25
3.2.2.4. OLAND.....	26
3.2.2.5. NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA - SND	27
3.3. REATOR DE LEITO EMPACOTADO	29
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	32
4.1. DESCRIÇÃO GERAL DO EXPERIMENTO	32
4.2. REATOR EM ESCALA PILOTO	35
4.3. ÁGUA RESIDUÁRIA	40
4.4. MATERIAL SUPORTE.....	40
4.5. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS.....	41
4.6. CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO	42
4.6.1. PARTIDA DO REATOR	42
4.6.2. CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS.....	42
4.7. CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DO REATOR	43
4.8. ANÁLISE ESTATÍSTICA	46
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1. CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE	47
5.2. REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA	47
5.3. REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	52
5.4. PH E ALCALINIDADE	58
5.5. TEMPERATURA	59
5.6. SÓLIDOS	61
6. ENERGIA ELÉTRICA UTILIZADA.....	62
7. CONCLUSÃO.....	66
8. REFERÊNCIAS.....	68

1. INTRODUÇÃO

Água potável limpa, segura e adequada é vital para a sobrevivência de todos os organismos vivos e o funcionamento dos ecossistemas, comunidades e arranjos econômicos (ONU, 2010). Entretanto fontes de água potável vêm se deteriorando gradualmente devido à sua utilização inadequada. Estima-se que 90% de todas as águas residuárias nos países em desenvolvimento são lançadas sem tratamento diretamente em rios, lagos ou oceanos (CORCORAN et al. 2010; GUNTER; ELKE, 2004).

É consenso que a realidade econômica social e ambiental de países subdesenvolvidos exige o desenvolvimento incessante de alternativas sustentáveis que contemplem baixos custos de implantação, operação e manutenção no tratamento de efluentes.

Tal realidade levou diversos países a adotarem reatores anaeróbios de manto de lodo – UASB, do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, como solução para o tratamento de esgotos sanitários devido à sua simplicidade construtiva e operacional. Estes reatores reproduzem, em condições controladas, as reações de autodepuração que se desenvolvem no corpo d'água após o lançamento de despejos. Porém, apesar de apresentar significativa capacidade de remoção de matéria orgânica estes reatores não foram concebidos e nem apresentam potencial para promover uma eficiente remoção de nutrientes, levando à necessidade de implantação de sistemas de pós-tratamento para remoção de compostos nitrogenados contaminantes da água, como nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato.

Nos esgotos domésticos, principal componente das águas residuárias urbanas, a principal fonte de nitrogênio orgânico é a urina, formada por ureia, creatina, ácido úrico e nitrogênio amoniacal, entre outros (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

O lançamento de águas residuárias contendo compostos nitrogenados tem um importante impacto sobre a saúde e o meio ambiente (ZOPPAS et al., 2016). Os impactos ambientais adversos associados ao nitrogênio amoniacal incluem a promoção de eutrofização, toxicidade para organismos aquáticos e depleção de oxigênio dissolvido nos corpos d'água receptores causado pela oxidação bacteriana de amônia a nitrato.

Nos processos de tratamento de efluentes, a remoção da matéria orgânica e nitrogenada pode ser alcançada utilizando por processo biológico.

Dentre os processos atualmente estudadas está o sistema de remoção biológica de nitrogênio pelo processo nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) em reator de leito fixo e biomassa aderida (BARANA et al., 2013; SANTOS et al., 2015; WOSIACK et al., 2014; ZHU et al., 2007; FULAZZAKY, et al. 2015; ZINATIZADEH et al., 2012, MOURA et al., 2012; JENZURA, 2017; WENDLING, 2017; LEICK, 2016; OLIVEIRA, 2016).

Este reator de leito empacotado, em escala piloto, operando com um TDH de 12 horas e razão de recirculação de 2 vezes a alimentação, é composto de uma única unidade de tratamento, com alimentação contínua, e consiste da combinação entre ocorrência de reações que demandam um ambiente aeróbio, seguido de reações que demandam ambientes anóxico. Neste tratamento bactérias nitrificantes se encontram ativas em áreas que possuem maior concentração de oxigênio livre, enquanto que em áreas onde o aceptor final de elétrons se encontra na forma de nitratos, ambiente anóxico, estão localizadas as bactérias desnitrificantes (BARANA et al., 2013; WOSIACK et al., 2014; JENZURA, 2017; WENDLING, 2017; OLIVEIRA, 2016).

Esta configuração de reator pode apresentar vantagens se comparada a sistemas biológicos convencionais, pois possui menor custo de construção e operação, por tratar-se de unidade única e de menores dimensões. Vários foram os trabalhos realizados com reator de leito fixo para remoção simultânea de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada (BARANA et al., 2013; WOSIACK et al., 2014; JENZURA, 2017; WENDLING, 2017; OLIVEIRA, 2016), mas todos foram realizados em escala de bancada, com, no máximo, 10 litros de volume útil, e com leito empacotado. Desta forma, este trabalho em escala piloto tem por objetivo proporcionar a obtenção de parâmetros operacionais e construtivos para testar os processos anteriormente propostos como potencial tecnologia de remoção de matéria orgânica e nitrogenada em um único reator de leito empacotado, com aeração intermitente e recirculação do efluente para o tratamento de esgoto sanitário, visando a remoção de matérias carbonácea e nitrogenada.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar a eficiência de remoção de matéria carbonácea (DQO) e nitrogenada (NT) no tratamento combinado de esgoto sanitário bruto e efluente de reator UASB em reator de leito empacotado, com aeração intermitente e recirculação interna do efluente, em escala piloto.

2.1.1. Objetivos específicos

- a) Avaliar a eficiência de redução da demanda química de oxigênio (DQO) com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 horas e taxa de recirculação (Tr) de 2 vezes a vazão de alimentação, para diferentes tempos de aeração.
- b) Avaliar a eficiência de remoção de matéria nitrogenada (NT) com um tempo de detenção hidráulica de 12 horas, e taxa de recirculação (Tr) de 2 vezes a vazão de alimentação para diferentes tempos de aeração.
- c) Avaliar a nitrificação e desnitrificação nas condições de aeração constante, aeração por 2 horas e aeração por 1 hora.

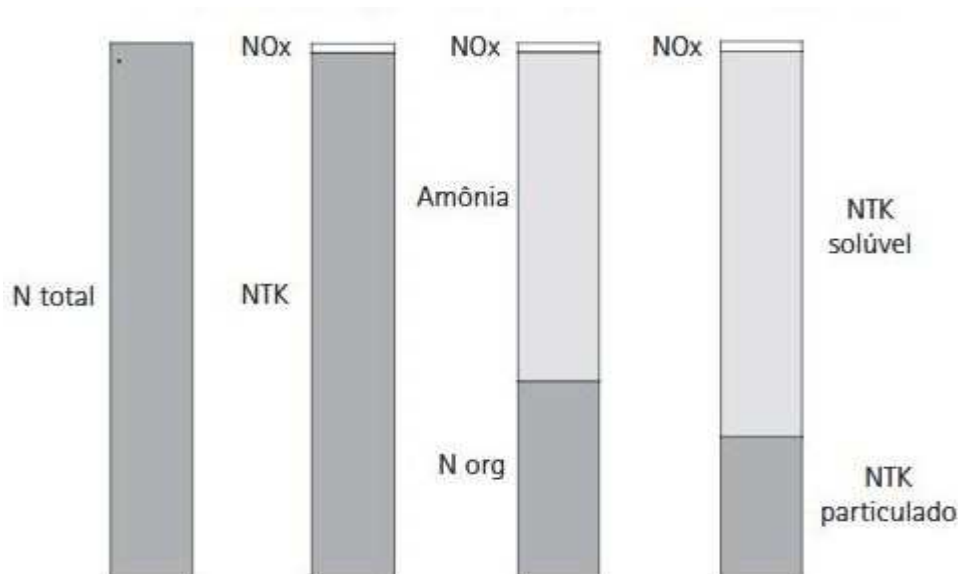
3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. NITROGÊNIO EM CORPOS HÍDRICOS

O nitrogênio é um elemento essencial à vida, chave ao desenvolvimento de plantas e animais. É encontrado de forma abundante no meio ambiente. Sua forma gasosa representa 80% da composição da atmosfera terrestre. Na natureza se encontra em diversas formas, sendo no meio aquático as mais comuns o nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, íon amônio, nitrito, nitrato e nitrogênio gasoso (JORDÃO e PESSOA, 2011; PROSAB, 2009).

Nos corpos hídricos a principal fonte de nitrogênio são os esgotos sanitários e industriais, despejados sem o tratamento adequado. Em esgotos sanitários as contribuições de nitrogênio são principalmente provenientes de ação antrópica como preparação de alimentos, banhos e excreções, sendo esta última a principal fonte do nitrogênio orgânico presente no esgoto através da urina, que contém ureia, creatina, ácido úrico e nitrogênio amoniacal (ENRICH-PRAST, 2005). Na Figura 1 são representadas as formas do nitrogênio presente no esgoto. O nitrito e nitrato (NOx) que são formas oxidadas tem porção desprezível neste. O NTK pode ser dividido em uma fração solúvel (amônia) e uma fração particulada (Von Sperling, 2005).

Figura 1 - Distribuição do nitrogênio no esgoto bruto



Fonte: VON SPERLING, 2005.

Os compostos nitrogenados presentes em maior quantidade no esgoto sanitário são o nitrogênio orgânico e amoniacal, prevalecendo esta última. Os compostos inorgânicos presentes em maior quantidade nos esgotos são o nitrogênio amoniacal (NH_3) ou íon amônio (NH_4^+). De acordo com Kurniawan et al. (2006), o nitrogênio amoniacal foi identificado como um dos compostos mais tóxicos para os seres vivos. A forma como se encontra o nitrogênio inorgânico nas águas residuárias é fortemente ligada ao pH (Equação 1). Em águas residuárias com pH igual ou maior 8 a forma não ionizada (NH_3) passa de 70% da parcela de nitrogênio inorgânico.



A conversão da amônia do corpo hídrico, presente devido aos lançamentos de águas residuárias, ocorre devido a processos que oxidam esta a nitrito e nitrato. Estes processos causam depleção do oxigênio dissolvido prejudicando a fauna e flora aquática (VON SPERLING, 2005). O nitrogênio amoniacal, em concentrações maiores a $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$, na forma não ionizada, provoca toxicidade aguda em algumas espécies de peixes. (HAGOPIAN et al., 1998).

O consumo humano de águas contendo elevados níveis de nitrato pode causar uma doença chamada metahemoglobinemia. Esta doença também chamada de “síndrome do bebê azul” é decorrência do nitrato se ligar ao ferro presente na hemoglobina, impedindo este de se ligar ao oxigênio durante a passagem da corrente sanguínea pelos pulmões, acarretando em falta de oxigênio no sangue e podendo provocar mudança da cor da pele do bebê para azul. Esta doença pode deixar sequelas graves, como paralisia cerebral, ou mesmo levar a óbito devido à asfixia (SANT’ANNA JR., 2013).

Outro problema ocasionado pelo lançamento de compostos nitrogenados em corpos d’água é a eutrofização. A eutrofização é o fenômeno no qual o ecossistema se torna cada vez mais produtivo pelo enriquecimento por nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, estimulando e gerando o crescimento de algas, cianobactérias e formas superiores de vida vegetal (WANG e WANG, 2009; KIM et al., 2015; WIEGLAND et al., 2016). Este crescimento excessivo cria zonas onde a radiação solar não consegue penetrar, inviabilizando a fotossíntese, levando à morte de algas bentônicas que estão nas camadas mais profundadas (TELIKE, 2015). Bactérias

aeróbias decompositoras digerem estas algas consumindo oxigênio e, assim, reduzindo a taxa de oxigênio dissolvido no meio. Esta redução de oxigênio prejudica a qualidade da água e pode provocar a morte de espécies superiores de seres aeróbios, inclusive de peixes (WANG e WANG, 2009).

A eutrofização pode causar ainda problemas relacionados ao uso da água como fonte de abastecimento humano. O crescimento excessivo de algas e cianobactérias pode causar toxicidade, odor e sabor à água aumentando os custos de tratamento ou inviabilizando sua utilização. Pode também interferir em usos recreativos devido à proliferação excessiva de macrófitas e algas.

A forma do composto nitrogenado predominante presente nos corpos hídricos pode indicar se há poluição a montante e qual o tempo desta poluição. Se for predominante a presença de nitrogênio orgânico ou amoniacal, o lançamento é recente, se a forma oxidada, nitrato, for predominante, então a poluição é antiga (VON SPERLING, 2005; PROSAB, 2009). A Tabela 01 apresenta aos diferentes compostos encontrados em condições diferentes no corpo receptor:

Tabela 1 - Forma predominante do nitrogênio no meio

CONDIÇÃO	FORMA PREDOMINANTE
Esgoto Bruto	Nitrogênio Orgânico
	Amônia
Poluição recente em um curso de água	Nitrogênio Orgânico
	Amônia
Estágio intermediário de poluição em um curso de água	Nitrogênio Orgânico
	Amônia
	Nitrito (em menores concentrações)
	Nitrato
Poluição remota em um curso de água	Nitrato
Efluente de tratamento sem nitrificação	Nitrogênio Orgânico (em menores concentrações)
	Amônia
Efluente de tratamento com nitrificação	Nitrato
Efluente de tratamento com nitrificação/desnitrificação	Concentrações mais reduzidas de todas as formas de nitrogênio

Fonte: VON SPERLING (2005).

A determinação do nitrogênio no esgoto doméstico utiliza a metodologia do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), que contempla a parcela de nitrogênio orgânico e amoniacal e, devido à contribuição insignificante, despreza a presença de nitrito e

nitrato. Para a quantificação do nitrogênio presente no efluente tratado utiliza-se a metodologia do Nitrogênio Total, qual considera o NTK somado à presença de nitritos e nitratos (PROSAB, 2009).

NTK = Nitrogênio Orgânico + Nitrogênio Amoniacal (esgoto doméstico bruto)

NT = NTK + Nitrito + Nitrato (esgoto tratado)

3.2. SISTEMAS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

No ambiente o nitrogênio está presente sob diversas formas, sendo as mais comuns o nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e nitrogênio gasoso. Nas águas residuárias estes compostos nitrogenados podem ser removidos por diversos tipos de processos biológicos e físico-químicos. Baseado no ciclo microbiológico do nitrogênio e em processos de metabolismo de compostos nitrogenados, muitos processos e tecnologias vem sendo desenvolvidas e implementadas para promover a remoção deste nutriente dos efluentes (ZHU et al., 2008).

Em virtude de processos biológicos serem mais eficientes e apresentarem um melhor custo/benefício que processos físicos químicos, estes têm sido amplamente utilizados (AHN, 2006).

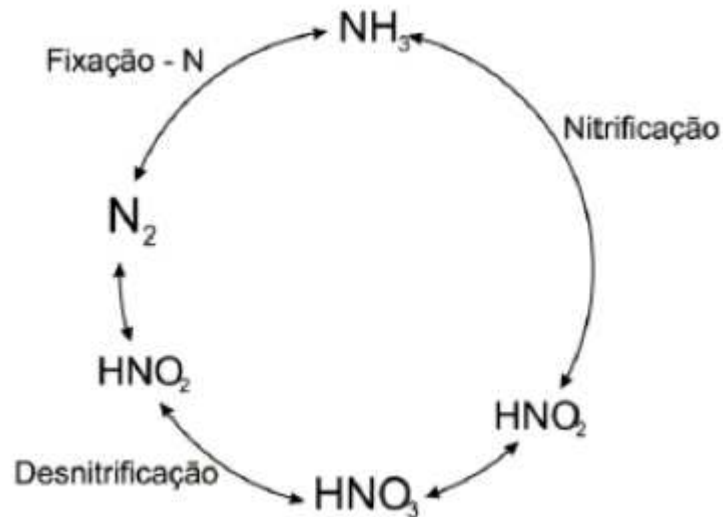
Desta forma, diversas tecnologias vêm sendo desenvolvidas e aprimoradas a fim de superar as limitações existentes. Alguns dos novos processos para remoção biológica do nitrogênio de águas residuárias são: Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS), ANAMMOX, SHARON, OLAND e CANON (KIN e ANNACHHATRE, 2004).

3.2.1. Processo convencional - Nitrificação e Desnitrificação

Nos sistemas tradicionais de tratamento para remoção do nitrogênio são reproduzidas, sob condições controladas, reações naturais do meio ambiente, onde o amônio presente nas águas residuárias é oxidado a nitrato, sendo em seguida reduzido a nitrogênio gasoso, em condições anóxicas e na presença de uma fonte externa de carbono (KELLER et al., 2008; ZANNETTI et al., 2012). A transformação

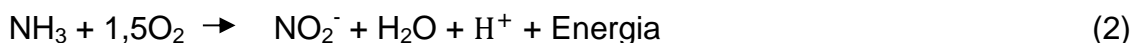
no nitrogênio amoniacal a nitrato é denominada nitrificação (SANT'ANNA JR, 2013). Na Figura 2 é demonstrado o ciclo convencional do nitrogênio.

Figura 2 - Ciclo convencional do nitrogênio



Fonte: AHN (2006).

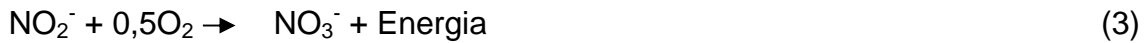
A nitrificação convencional é um processo biológico aeróbio em que bactérias autotróficas oxidam amônia ou nitrito para produção de energia necessária ao crescimento bacteriano (EPA, 1993). Este processo ocorre em dois passos sequenciais distintos nomeados de nitritação e nitratação. Na nitritação, bactérias autotróficas, denominadas de bactérias oxidadoras de amônia (BOA), oxidam o nitrogênio amoniacal ou íon amônio a nitrito, utilizando o nitrogênio inorgânico como doador de elétrons e o oxigênio como receptor de elétrons, para geração de energia. A equação (2) mostra a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito.



Para esta reação, embora haja diversas bactérias oxidadoras do amônio (BOA) associadas, como as do gênero *Nitrosococcus* e *Nitrospira*, destacam-se as bactérias do gênero *Nitrosomonas* (RITTMAN e MACCARTY, 2001).

No segundo passo, a nitratação, um segundo gênero de bactérias autotróficas, chamadas de bactérias oxidadoras de nitrito (BON), com a finalidade de

geração de energia celular, oxidam o nitrito a nitrato, usando a matéria nitrogenada deste composto como doadora de elétrons e o oxigênio como receptor de elétrons (METCALF e EDDY, 2003; EPA, 1993). A oxidação do nitrito é apresentada na equação (3):



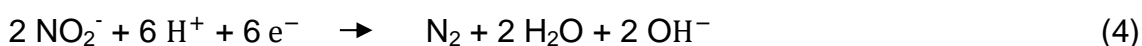
A nitrificação sofre influência de alguns parâmetros como a temperatura, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido e matéria orgânica, e, apesar de não ser comum, pode sofrer inibição por componentes tóxicos presentes no próprio substrato. O crescimento das bactérias nitrificantes é fortemente afetado pela temperatura, ocorrendo a melhor condição com temperaturas entre 25°C e 30°C, havendo queda significativa na nitrificação com temperaturas abaixo de 15° C. O pH ótimo para a nitrificação encontra-se na faixa alcalina próxima da neutralidade, segundo EPA (1993), o intervalo ideal está entre 7,5 e 9. Para valores de pH menores que 7 e maiores que 9,8 o sistema apresenta alta redução na taxa nitrificação da ordem de 50% da faixa ótima. A demanda de oxigênio é elevada para a reação de nitrificação. São necessários 4,6 kg de oxigênio para cada kg de nitrogênio amoniacal oxidado. A faixa de OD no meio para que a nitrificação atinja valores ótimos deve ser igual ou maior a 2 mg.L⁻¹ (SANT'ANNA JR, 2013; EPA ,1993).

O controle da alcalinidade é fator importante para a nitrificação no reator. Como na nitrificação há liberação de íons H⁺ (equação 2) esta pode ocasionar redução do pH do meio, chegando a valores que prejudicam a ocorrência da reação. Assim, podem-se utilizar produtos para correção da alcalinidade do meio. Um dos produtos empregados é o bicarbonato que, além de corrigir a alcalinidade, serve como fonte de carbono para as bactérias envolvidas na nitrificação (METCALF e EDDY, 2003).

A desnitrificação é a segunda etapa do processo de remoção do nitrogênio, e consiste na conversão biológica do nitrato ou nitrito a formas reduzidas de nitrogênio, como óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) e principalmente gás nitrogênio (N₂) (JORDÃO e PESSOA, 2011; SANTOS et al., 2015; METCALF & EDDY, 2003).

Esta reação convencional é proporcionada predominantemente por bactérias heterotróficas, facultativas, que em condições anóxicas utilizam o nitrato e nitrito

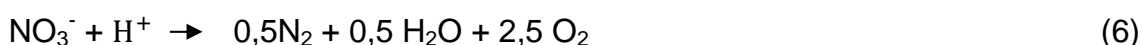
como acceptor final de elétrons, ao invés do oxigênio em seu processo respiratório (RITTMAN e MACCARTY, 2001; MOUSSAVI et al., 2015; SANT'ANNA JR, 2013). Contudo, para que este processo de respiração ocorra além de ser necessário a anoxidade do meio, há necessidade do suprimento com uma fonte de carbono que pode ser externa como o metanol, etanol, acetona e o ácido acético, ou pode ser interna com a utilização da matéria orgânica do próprio efluente (PROSAB, 2006). A desnitrificação biológica em condições anóxicas pode ser descrita como:



A desnitrificação, que também é conhecida como respiração com nitrato, pode ocorrer pela ação de um grande número de bactérias filogenicamente não relacionadas entre si, como *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Paracoccus* entre outras, além de alguns tipos de fungos e algumas arqueas (RITTMAN e MACCARTY, 2001; KNOWLES 1982; SANT'ANNA JR., 2013).

Fatores ambientais como temperatura, pH e oxigênio dissolvido possuem efeito sobre a reação de desnitrificação. A temperatura ideal para a reação encontra-se em valores entre 10° C e 30° C. De acordo com Surampalli et al. (1997), o controle do pH no reator é essencial para a reação visto que valores de pH inferiores a 6,0 e superiores a 9,0 podem reduzir a respiração, estando a faixa ótima de pH entre 6,5 e 8,0. A concentração de oxigênio dissolvido é peça chave à desnitrificação heterotrófica e a garantia de um ambiente anóxico é fundamental ao processo, haja vista que valores de OD superiores a 1 mgL⁻¹ são suficientes para inibir a reação (RIJN, TAL, SCHREIER, 2005).

Na desnitrificação há produção da alcalinidade no meio, pois a cada 1 mg de NO₃⁻ reduzido a N₂, são gerados 3,57 mg de alcalinidade na forma de CaCO₃, sendo recuperada aproximadamente 50% da alcalinidade consumida pela nitrificação (EPA, 1993). Esta produção de alcalinidade é apresentada pela reação 6:



Outro parâmetro importante para o processo de desnitrificação é a relação C/N (carbono/nitrogênio) que pode ser representada pela relação DQO/NTK. A adequada relação carbono/nitrogênio é necessária para a eficiente redução do nitrato a nitrogênio gasoso. A relação DQO/N sofre influência de alguns fatores como a natureza da matéria orgânica e espécies das bactérias desnitrificantes, não havendo um valor exato de referência para esta relação. Sabe-se que baixas relações entre carbono e nitrogênio influenciaram negativamente na reação, provocando acúmulo de nitrito no meio.

Na tabela 2 estão apresentadas diversas relações carbono/nitrogênio sugerida por autores para a ocorrência da desnitrificação.

Tabela 2 - Relações C/N necessárias para desnitrificação

Referência	C/N
USEPA (1993)	2,86
BANDPI e ELLIOT (1998)	Baixos valores de C/N causam acúmulo de nitrito
GYLSBERet al. (1998)	A elevados valores de C/B a redução dissimilativa de nitrato a N-amon. pode ocorrer, prejudicando o processo
TSENG et al. (1998)	5,1
HOUBRON et al. (1999)	3,6 água residuaria sintética 4,6 água residuaria real
POCHANA E KELLER (1999)	6 a 7
BOSSANDER e WESLUND (2000)	3,61
CALLADO (2001)	0,9 a 1,7
CHIU e CHUNG (2003): a relação varia de acordo com a concentração de nitrato	5,5 (25 mg N-NO ₃ /L)
	4,5 (25 mg N-NO ₃ /L)
	4,0 (25 mg N-NO ₃ /L)
	2,6 (25 mg N-NO ₃ /L)
JIANPING et al. (2003)	0,95
BIESTERFELD et al. (2003b)	3,81
CARRERA er al. (2004)	4,2
ISLAS-LIMA et al. (2004)	0,54

Fonte: Vitória, 2006.

Tradicionalmente, em sistemas de tratamento de efluentes, o processo de remoção de matéria carbonácea e nitrogenada ocorre em duas etapas separadas fisicamente. Na primeira etapa, aeróbia, ocorre a oxidação da matéria orgânica e nitrogenada a dióxido de carbono, nitrito e nitrato. Na fase seguinte o efluente passa

por um reator anóxico, onde é adicionado carbono proveniente de uma fonte externa, e o nitrito e o nitrato são reduzidos a gás nitrogênio. Estas plantas convencionais de tratamento apresentam significativos custos tanto operacionais, uma vez que apresentam demanda energética alta proveniente da aeração na etapa de nitrificação, e necessidade de fornecimento de fonte externa de carbono na etapa de desnitrificação, quanto de construção, dado à necessidade de construção de duas unidades operacionais. A fim de tornar o processo mais atrativo, diversos estudos vêm sendo desenvolvidos com a realização das duas reações em um único reator (SANTOS et al., 2015; WOSIACK et al., 2014; ZHU et al., 2007; FULAZZAKY, et al. 2015; ZINATIZADEH et al., 2012, MOURA et al., 2012; BARANA et al., 2013; JENZURA, 2017; WENDLING, 2017; LEICK, 2016; OLIVEIRA, 2016). Nos subitens a seguir, alguns desses processos serão explicados.

3.2.2. Novos processos de remoção biológica do nitrogênio

3.2.2.1. Nitrificação Parcial e Desnitrificação

A remoção biológica de nitrogênio pela via curta ou parcial (Equação 7) traz o conceito de redução direta de nitrito para nitrogênio gasoso (TURK e MAVINIC, 1989; HELLINGA et al., 1998). Por muitos anos a acumulação de nitrito na planta de tratamento foi indesejada e relacionada à ineficiência operacional ou toxicidade do meio (VILLAVERDE, 2004). Entretanto hoje se sabe que a nitrificação parcial afeta positivamente o processo de remoção de nitrogênio devido a menor energia requerida ao crescimento bacteriano.

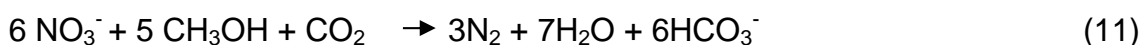
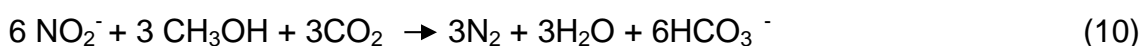


Devido a menor necessidade energética este processo mostrou-se atraente para o tratamento de efluentes com elevada concentração de nitrogênio amoniacal e baixa relação Carbono/Nitrogênio (HWANG et al., 2005; TURK E MAVINIC, 1989; HELLINGA et al., 1998; GAO et al., 2009) e apresenta algumas vantagens com relação ao processo convencional de remoção biológica de nitrogênio, visto que para a nitrificação é necessário o fornecimento de 25% menos oxigênio (Equações 8

e 9) e aproximadamente 40% menos doadores de elétrons (Equações 10 e 11) para a desnitrificação (HELLINGA et al., 1998; YOO et al., 1999; TURK e MAVINIC, 1989) e entre 30 a 40% menos volume dos reatores (VILLAVERDE, 2004).



↑ **25% de economia de aeração**



↑ **40% de economia de substratos orgânicos**

Embora vantajoso do ponto de vista energético, o processo de inibição seletiva das bactérias oxidadoras de nitrito não é eficiente, tornando-se difícil a disponibilidade adequada de nitrito ao processo por longos períodos de tempo, a fim de garantir a bons resultados para desnitrificação de via curta. A inibição de bactérias oxidantes de nitrito (NOB) é condição crítica para ocorrência da nitrificação e desnitrificação de via curta visto que estas oxidam NO_2^- em NO_3^- levando a nitrificação de via curta para nitrificação convencional (HELLINGA, 1998).

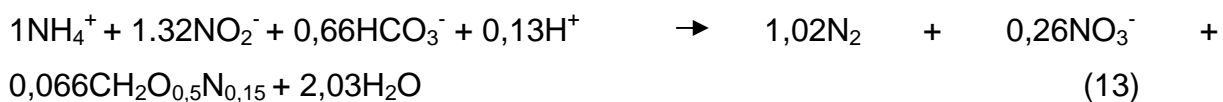
Em estudos realizados por Hellinga et al. (1998), uma nova tecnologia denominada SHARON, do inglês “*Single Reactor and High Ammonia Remove Over Nitrite*” apresentou resultados significativos na desnitrificação de via curta tratando um efluente rico em amônia, gerado durante a secagem do lodo de uma estação de tratamento. A vantagem deste processo foi o aproveitamento da temperatura do efluente, entre 30° C e 40°C, que proporciona uma maior velocidade de crescimento das bactérias oxidadoras de amônia que, somado à constante descarga de lodo do reator e sem recirculação, inibiu o crescimento de bactérias oxidadoras de nitrito, conseguindo manter taxas significativas de nitrito no efluente, proporcionando em próxima etapa a desnitrificação via nitrito.

3.2.2.2. Anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation)

O processo de ANAMMOX destaca-se como a alternativa mais recente para remoção de nitrogênio de águas residuais com baixa concentração de matéria orgânica e elevada concentração de nitrogênio (Barana et al., 2013). A oxidação anaeróbia da amônia ou simplesmente ANAMMOX é um processo biológico de remoção de nitrogênio por via curta, que elimina na mesma reação dois poluentes, amônia e nitrito (ZHANG, 2008). Neste processo, microrganismos oxidam a amônia, sob condições anóxicas, a nitrogênio gasoso (ZHANG, 2008; JETTEN, 1998).



As bactérias ANAMMOX são autotróficas e desta forma não necessitam de uma fonte de carbono orgânico para oxidar a amônia. A presença de amônia oxidada a nitrito é necessária para a que atividade ANAMMOX ocorra. Nesta reação a cultura ANAMMOX utiliza a amônia como doadora de elétrons e o nitrito como acceptor final de elétrons. A reação foi estudada e sua estequiometria foi apresentada por STROUS et al. (1998) como sendo:



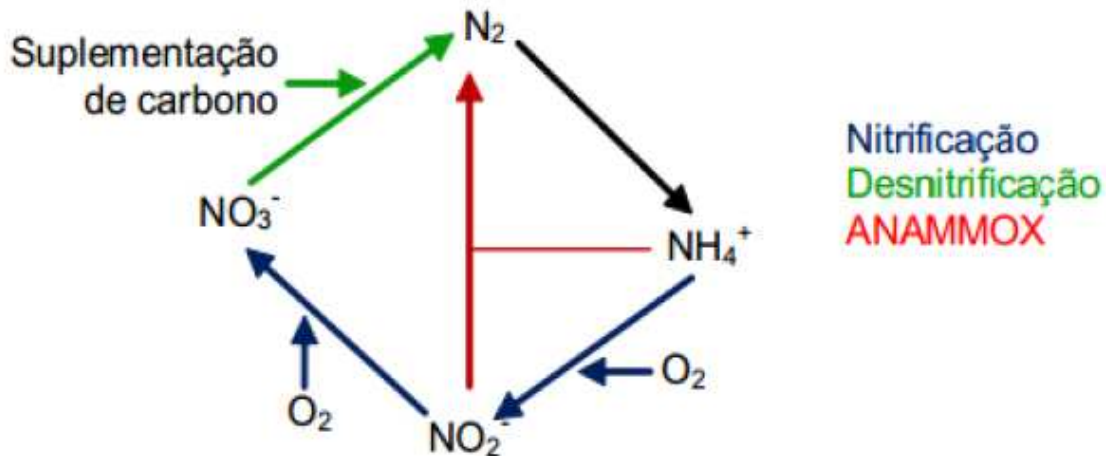
Apesar da eficiência na oxidação da amônia e produção de gás nitrogênio, cerca de 11% do nitrogênio inicial é convertido a nitrato (SANT'ANNA JR, 2013).

O principal microrganismo identificado como responsável pela ocorrência da reação ANAMMOX é a bactéria do filo Planctomycete. Esta bactéria se caracteriza pela sua elevada afinidade com o substrato rico em amônia e nitrito e pela baixa taxa de multiplicação, entre 11 e 29 dias, como verificado por JETTEN et al. (1998). Recentemente foram identificados quatro gêneros de bactérias com atividade ANAMMOX: Brocadia, Kuenenia, Scalindua e Anammoxoglobus (SANT'ANNA JR., 2013).

De acordo com JETTEN et al. (1998), se comparado a processos convencionais, a reação ANAMMOX se torna uma alternativa atrativa uma vez que não necessita da adição de fonte externa de carbono e necessita de menor quantidade de oxigênio. Entretanto, deve-se observar que parte da amônia deve ser nitrificada previamente a fim de fornecer adequada fonte de nitrito e garantir a

completa remoção do nitrogênio. Uma alternativa para esta condição é a combinação do processo SHARON em etapa anterior ao reator ANAMMOX. Na Figura 3 é demonstrado o ciclo ANAMMOX.

Figura 3 - Ciclo convencional do nitrogênio (Nitrificação, Desnitrificação e ANAMMOX)



Fonte: Scheeren, 2011.

3.2.2.3. Canon

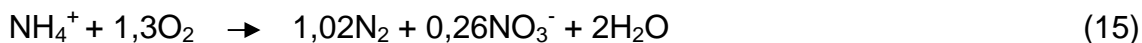
O processo CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*) é uma interação entre a nitrificação parcial e a oxidação anaeróbia da amônia em um único reator com condições controladas de oxigênio dissolvido. É capaz de remover amônia de águas residuárias com baixa concentração de matéria orgânica (KIN e ANNACHHATRE, 2004).

Sob condições de concentração de oxigênio dissolvido menor que $0,5 \text{ mgL}^{-1}$, uma co-cultura de microrganismo pode ocorrer. Bactérias aeróbias autotróficas, como as Nitrossomonas, oxidam a amônia a nitrito consumindo o oxigênio disponível, proporcionando um ambiente anóxico (AHN, 2006). Em sua revisão bibliográfica KIN e ANNACHHATRE (2004) relatam a reação como:



Após ocorrida a reação de nitrificação sob condição de limitação de oxigênio, o ambiente está propício para a oxidação anóxica da amônia por bactérias autotróficas

ANAMMOX, que utilizam o nitrito como aceptor de elétrons, conforme equação abaixo:



Embora haja remoção significativa do nitrogênio, ainda permanece na reação traços de nitrogênio na forma de nitrato (equação 12). Porém, a ocorrência harmoniosa destes grupos de bactérias aeróbias e anaeróbias nitrificantes, sob a condição de oxigênio limitado proporciona a remoção do nitrogênio sem a necessidade de adição de uma fonte de carbono, com menor consumo de oxigênio e em um único reator (SANT'ANNA JR., 2013).

3.2.2.4. Oland

OLAND, palavra derivada do inglês *Oxygen Limited Aerobic Nitrification Denitrification* é um processo biológico de remoção do nitrogênio que ocorre em uma única etapa, diferentemente do processo convencional que ocorre em duas etapas, nitrificação aeróbica seguida por desnitrificação anaeróbica (KUI e VERSTRAETE, 1998). Este processo apresenta um consumo 63% menor de oxigênio e 100% menor de fonte de carbono para a remoção de nitrogênio, se comparado ao processo de desnitrificação convencional (KUI e VERSTRAETE, 1998)

Nesta reação bactérias autotróficas nitrificantes oxidam a amônia a nitrito utilizando o oxigênio como aceptor de elétrons e posteriormente reduzem o nitrito a nitrogênio gasoso utilizando amônia como doador de elétrons (PENG, 2008), conforme demonstrado na equação:



Apesar de ter sido avaliada em testes de bancada e escala plena em operação com efluentes ricos em nitrogênio amoniacal (AHN, 2006), o processo OLAND possui limitações em seu uso devido à sua baixa remoção de nitrogênio (menor 40%) e à falta de conhecimento do seu mecanismo de reação (PENG, 2008).

3.2.2.5. Nitrificação e desnitrificação simultânea - SND

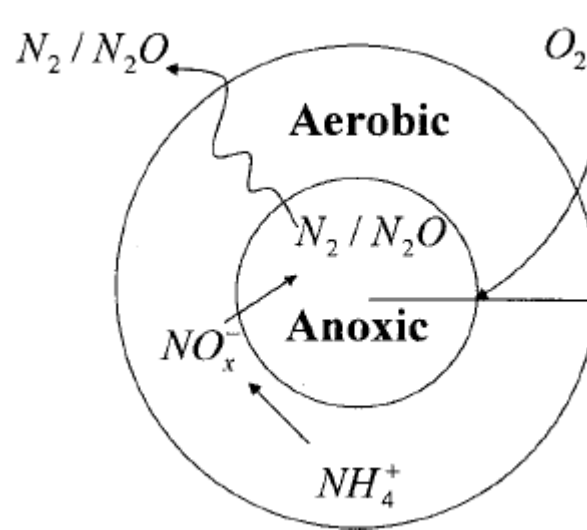
A remoção biológica de nitrogênio vem sendo amplamente testada e uma das alternativas desenvolvidas que tem apresentado bons resultados é a nitrificação e desnitrificação simultâneas. A nomenclatura Nitrificação e Desnitrificação Simultânea refere-se à ocorrência deste processo em um único reator operando sob as mesmas condições para as duas etapas (ZHU, 2007; POCHANA e KELLER, 1999)

Dentre os fatores que afetam a NDS, os principais são o fornecimento de carbono a denitrificação, a concentração de OD e a presença de zonas anóxicas nos biofilmes ou flocos (RODRÍGUEZ VITÓRIA, 2006; POCHANA e KELLER, 1999)

Em trabalho de revisão realizado por Munch et al. (1996), a nitrificação e desnitrificação simultânea em um reator é explicada pela ocorrência de dois fatores - físico e biológico. A hipótese física relata que este processo ocorre devido ao gradiente de concentração de OD no interior dos flocos ou biofilme, causado pela limitação da difusão de OD, criando zonas com alta concentração de oxigênio na área externa e condição de limitação de OD em zonas internas (Figura 4). Esta condição proporciona a coexistência de bactérias nitrificantes e desnitrificantes no mesmo floco ou biofilme, encontrando-se as bactérias nitrificantes mais ativas em regiões externas com elevada concentração de oxigênio, enquanto as bactérias desnitrificantes estão alojadas em zonas internas do floco ou biofilme, de características anóxicas. Deve haver disponibilidade de carbono nas zonas com limitação de OD para que possa ocorrer a desnitrificação.

No mesmo estudo foi apontado outro fator significativo à NDS, e que contrasta com os conhecimentos da engenharia convencional, a desnitrificação aeróbia. Identificaram que apesar da desnitrificação aeróbia ocorrer, esta ocorreria em menor quantidade que a desnitrificação anóxica. Isso se explica devido à maior presença de desnitrificação na fase anóxica e decréscimo da quantidade reação durante o período aerado.

Figura 4 –Esquema de floco de lodo ativado mostrando zonas internas aeróbias e anóxicas



Fonte: Zeng et al. (2003).

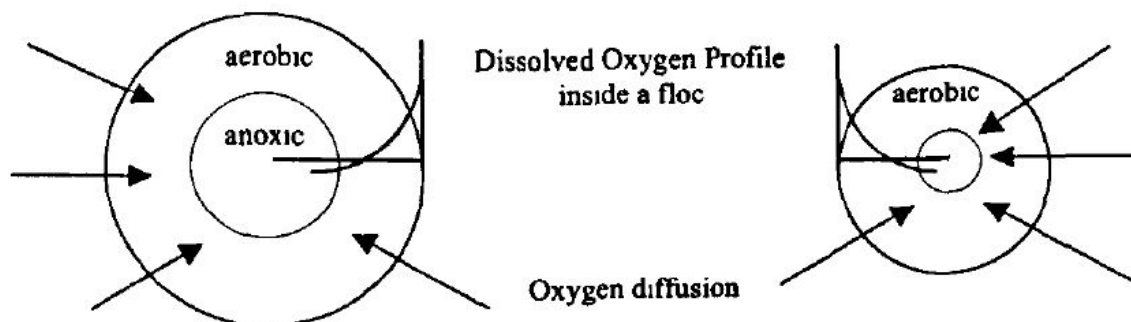
O processo de SND apresenta vantagens relacionadas à nitrificação e desnitrificação convencional. Em uma planta tradicional a nitrificação e desnitrificação ocorrem em tanques separados, um tanque aerado, para a nitrificação, e o segundo anóxico, para ocorrência da desnitrificação. Já em um reator SND todo o processo de remoção do nitrogênio ocorre em único tanque, eliminando a construção de uma unidade, ou, se necessário, reduzindo as dimensões do tanque anóxico, posto que parte da desnitrificação ocorrerá no tanque de SND, gerando redução de custos de construção da planta (YOO et al., 1998; POCHANA e KELLER, 1999). Outra importante vantagem está na redução da fonte externa de carbono devido aos microrganismos autotróficos desnitrificantes, reduzindo também a taxa de recirculação interna do efluente (HOLMAN e WAREHAM, 2005; YOO et al., 1998).

A fim de avaliar se o processo de SND ocorre por via física ou biológica, HOLMAN e WAREHAM (2005) operaram dois reatores alimentados com esgoto real por um período de nove meses, onde avaliaram a influência da variação do fornecimento de matéria orgânica, nitrogênio e oxigênio durante a ocorrência do processo de SND. Os pesquisadores não conseguiram chegar a uma conclusão absoluta, evidenciando que os processos físico e biológico não são excludentes e que ambos foram responsáveis pela ocorrência do SND em seus reatores, que apresentaram eficiência máxima de 75% de remoção de matéria nitrogenada.

Em teste de bancada utilizando biodiscos com *Thiosphaera pantotropha*, que são bactérias com capacidade de nitrificação heterotrófica e desnitrificação autotrófica, GUPTA e GUPTA (2001) obtiveram uma remoção de 90% de carbono, 60% de nitrificação e 43% de desnitrificação. Este resultado de desnitrificação, apesar de não ser elevado como esperado pelos autores,, evidenciou a ocorrência da desnitrificação por via aeróbia.

Com o objetivo de determinar quais parâmetros afetam positivamente a ocorrência da SND e confirmar a influência do tamanho do floco na desnitrificação, Pochana e Keller (1999) operaram reatores sequenciais em batelada (SBR) alimentados com efluente proveniente de lagoa da estação de tratamento de efluentes de um matadouro. abatedouro. Obtiveram remoção de nitrogênio total de até 95%. Os autores concluíram que a fonte de carbono biodegradável foi essencial para a desnitrificação. Verificaram, também, que o controle do OD foi fundamental para as duas etapas do processo. Observaram, que o tamanho do floco influenciou a eficiência do processo (Figura 5), criando gradiente de difusão do OD dentro do floco, permitindo zonas anóxicas em seu interior, e criando condições para ocorrência simultânea de nitrificação e desnitrificação.

Figura 5 - Influência do tamanho do floco na difusão do OD no interior do floco.



Fonte: Pochana e Keller (1999).

3.3. REATOR DE LEITO EMPACOTADO

Reatores de biomassa imobilizada tem se mostrado uma boa alternativa quando aplicados ao tratamento de efluentes, em função de sua capacidade de remoção de matéria orgânica e nitrogenada em um único reator. Devido ao fato de haver um material suporte, os microrganismos degradantes aderem às paredes do suporte, fazendo com que estas unidades apresentem elevado tempo de retenção

celular (TRC), mesmo com tempos de detenção hidráulico baixos, possibilitando um maior desempenho e estabilidade do sistema (SARTI et al., 2001; QIAO et al., 2008).

Estes reatores com biomassa imobilizada apresentam vantagens na remoção de nitrogênio se comparados a reatores de biomassa suspensa (MOURA, 2012). Devido ao crescimento lento dos microrganismos nitrificantes, a adesão destes no leito fixo facilita o acúmulo de maior quantidade de nitrificantes no reator, prolongando o tempo de retenção celular. Essa agregação de microrganismo no interior do reator proporciona uma maior eficiência de remoção de nitrogênio, proteção contra choques de toxicidade e carga, e contra temperaturas adversas em reatores com menores dimensões (ROSTRON et al., 2001; QIAO et al., 2008).

Dentre as alternativas para imobilização de biomassa, biorreatores usando espuma de poliuretano têm chamado atenção, devido à sua capacidade de remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias (BARANA et al., 2013; SANTOS et al., 2015; WOSIACK et al., 2014; MOURA et al., 2012; JENZURA, 2017; WENDLING, 2017; LEICK, 2016; OLIVEIRA, 2016). Nocko (2008) operou dois reatores de leito móvel, um utilizando espuma de poliuretano e outro anéis plásticos e concluiu que a espuma possui maior capacidade de fixação de biomassa que os anéis plásticos. Esta vantagem pode ser proporcionada pela estrutura porosa da espuma que permite o crescimento da biomassa aderida e o estabelecimento de zonas anóxicas em seu interior, permitindo a remoção simultânea de carbono e nitrogênio (LIM et al., 2011).

Em estudo de comparação ente dois reatores, um com biomassa aderida e outro com biomassa suspensa, para remoção de matéria orgânica e nitrogenada, Yamagiwa et al. (1995) verificaram que o meio suporte apresentou significativa influência na remoção de matéria nitrogenada com valores de até 85% de remoção, ante 56% de remoção com biomassa suspensa. A remoção de matéria carbonácea não apresentou diferença na eficiência de remoção entre os dois sistemas.

Moura et al. (2012) operaram um reator de leito ordenado com alimentação contínua para avaliar a remoção de nitrogênio total e matéria orgânica de efluente sintético. O reator foi construído em material acrílico, com volume útil de 6,1 L e preenchido com material suporte em cilindros de espuma de poliuretano orientados verticalmente. O mesmo era aerado intermitentemente com ciclos de aeração de 2 horas seguidos de 1 hora sem aeração, e recirculação do efluente com taxa de 5

vezes a vazão de alimentação. Neste experimento foi variado o tempo de detenção hidráulica (TDH) em 12 h, 8 h e 10 h e verificado a influência destes na eficiência do reator. No TDH de 12 horas o reator apresentou 82% de remoção do nitrogênio total e 89% de matéria orgânica. Para os outros dois TDH, embora a remoção de matéria orgânica tenha sido significativa, com valores acima de 85%, a remoção de nitrogênio total foi menor, com valores de 49% para TDH 08 h e 45% para TDH 10 h.

Barana et al. (2013) operaram um reator, com as mesmas características do utilizado por Moura et al. (2012), no pós tratamento de efluente de reator UASB tratando água residuárias de abatedouro de aves. A alimentação do reator foi contínua, o TDH foi fixado em 24 h durante todo o estudo e a taxa de recirculação do efluente foi de 6 vezes a vazão de alimentação. Durante a operação foram variados os tempos de aeração e avaliada a eficiência de remoções de nitrogênio e matéria orgânica no reator. Dentre as 5 variações, a melhor eficiência operacional foi verificada em ciclo de 3 horas, sendo 1 hora aerando e 2 h sem aeração, o qual proporcionou eficiência de remoção de nitrogênio total de 62%, matéria orgânica de 95% e de nitrificação superior a 90%.

Oliveira (2016) estudou a eficiência de remoção de nitrogênio total e matéria carbonácea em um reator com características similares ao utilizado por Barana et al. (2013). Neste reator a alimentação foi realizada com mistura de 50% de esgoto sanitário e 50% de efluente de um reator anaeróbio de leito fluidizado (RALF), ambos provenientes da estação de tratamento de esgoto sanitário - ETE Verde da cidade de Ponta Grossa. Durante o ensaio variou-se tempo de aeração, a taxa de recirculação do efluente e o tempo de detenção hidráulica. A operação deste reator apresentou resultados positivos quanto à remoção de matéria orgânica e nitrogênio total, com eficiência de remoção de nitrogênio total entre 50 e 78%, e eficiência na redução de DQO superior a 60%.

Correa et al. (2016) avaliaram a remoção conjunta de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal em um reator de fluxo contínuo com leito estruturado em espuma de poliuretano, aeração intermitente e recirculação do efluente. O tempo de detenção hidráulica (TDH) do reator foi de 16 horas e a alimentação com esgoto sanitário bruto proveniente da estação de tratamento de esgoto sanitário – ETE Norte da cidade de Londrina. O estudo apresentou importantes resultados para remoção de matéria orgânica e nitrogênio total, com eficiência 90% e 68%, respectivamente.

Leick (2016) utilizou um sistema similar ao proposto por Moura et al. (2012) e avaliou a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogenada tratando esgoto sanitário da estação de tratamento de esgoto - ETE Verde da cidade de Ponta Grossa. Nos testes foram variados os tempos de aeração e não aeração, juntamente a variação da taxa de recirculação do efluente. O TDH foi mantido em 12 horas durante todo o experimento. No estudo foi obtida remoção de matéria orgânica entre 69 e 89% e remoção de nitrogênio total máxima de 55,5% para taxa de recirculação de 2 vezes a alimentação do reator.

Jenzura (2017) operou o mesmo reator utilizado por Oliveira (2016) avaliando a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio para mistura de 50% efluente sanitário bruto e 50% efluente tratado em RALF (reator anaeróbio de lodo fluidizado) da estação de tratamento de esgoto sanitário - ETE Verde da cidade de Ponta Grossa. A taxa de recirculação foi fixada em duas vezes a vazão de alimentação e variou-se o tempo de aeração/não aeração e o tempo de detenção hidráulica (12 h, 08 h e 10 h). A pesquisa apresentou significativo resultado quanto à remoção de matéria nitrogenada em TDH de 08 e 10 horas, com eficiência de remoção entre 82% e 88%, e eficiência 64% e 93% de remoção de matéria orgânica.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. DESCRIÇÃO GERAL DO EXPERIMENTO

Este trabalho teve por objetivo estudar o comportamento de um reator biológico de leito empacotado tratando efluente sanitário, em escala piloto, com aeração intermitente e recirculação interna do efluente. Visou a remoção de matéria orgânica e nitrogenada, utilizando espuma de poliuretano como material suporte para a imobilização celular (Biobob®). A implantação do reator ocorreu dentro da estação de tratamento de esgoto lapó (ETE lapó), situada a margem esquerda da rodovia PR 151, latitude $-24,783073^{\circ}$ e longitude $-50,018056^{\circ}$, localizada no município de Castro, estado do Paraná, sob concessão da Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar.

A ETE lapó possui capacidade nominal de tratamento de 80 L. s^{-1} e é composta por sistema de tratamento preliminar (gradeamento de 10 mm e desarenador tipo air lift), por dois reatores anaeróbios de leito fluidizado (RALF) de

escoamento ascendente, com capacidade de tratamento de 40 L.s^{-1} cada, operando em paralelo, seguido por dois sedimentadores de placas paralelas operando em paralelo, seguidos por um filtro anaeróbio (FAN) de fluxo ascendente, preenchido com pedra brita como suporte para o crescimento de biomassa aderida (Figura 6). Esta ETE foi implantada para o tratamento de esgotos sanitários municipal visando atender a parâmetros físico-químicos definidos em outorga e legislação federal, quanto à remoção de matéria orgânica (DQO e DBO), sólidos suspensos, pH, temperatura, nitrogênio e fósforo.

O corpo receptor do efluente tratado por esta estação é o Rio Iapó, importante rio da região dado sua utilização para irrigação na agricultura, pesca de população ribeirinha, além de compor um parque estadual denominado Canyon Guartelá de grande interesse turístico internacional. É afluente do Rio Tibagi, um dos principais rios do estado do Paraná, o qual possui diversos reservatórios (represas) para geração de energia elétrica ao longo de seu percurso, que possuem condições propícias à ocorrência do processo de eutrofização.

A implementação deste estudo levou em consideração os resultados obtidos da operação de reatores em escala de bancada por Oliveira (2016) e Jenzura (2017), que trabalharam com afluente composto por 50% (v/v) de esgoto sanitário bruto e 50% (v/v) de efluente do RALF, e obtiveram resultados de eficiência na redução de DQO entre 60% e 93% e de remoção de nitrogênio total entre 50% e 88%.

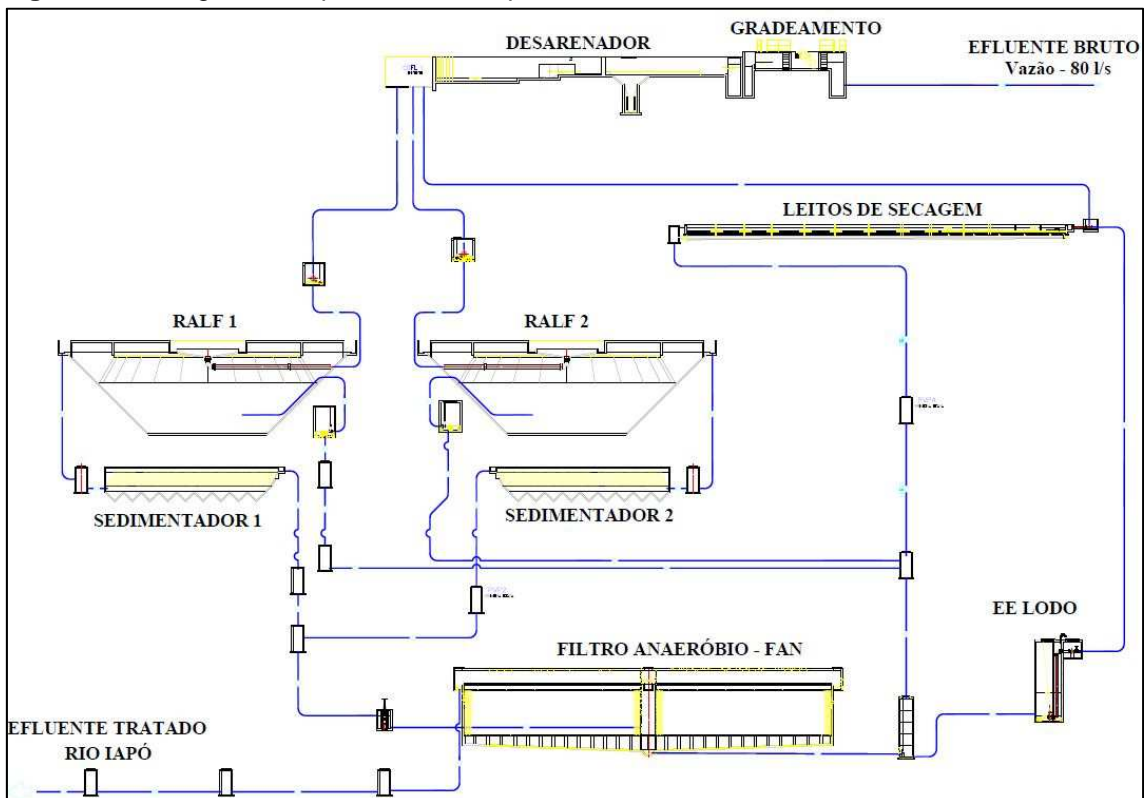
O layout de implantação das unidades operacionais, a posição de implantação do reator e o fluxograma do processo da ETE Iapó estão apresentados nas Figuras 6 e 7.

Figura 6 – Foto aérea da ETE Iapó – Castro – Pr.



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

Figura 7 - Fluxograma simplificado ETE Iapó, Castro, PR.



Fonte: Autor

4.2. REATOR EM ESCALA PILOTO

Para a realização da pesquisa foi construído um reator em fibra de vidro de 5,65 m³ de volume total, com geometria cilíndrica e diâmetro de 1,5 m, altura de 3,2 m, constituído por 3 compartimentos distintos: (i) leito de mistura; (ii) leito de Biobob®; e (iii) saída do efluente.

O leito de mistura, com altura de 60 cm, foi alimentado por um tubo central de PVC 1", sendo conectado a este ramais de distribuição em PVC 1", o qual transporta o esgoto bruto ao interior do reator e o distribui uniformemente na sua seção transversal inferior. Na região de alimentação encontra-se também a tubulação de retorno do efluente tratado a ser recirculado e de aplicação do oxigênio que serão inseridos no leito de mistura por um ejetor direcionado ao fundo do reator, com inclinação de 45° ao fundo.. Neste compartimento, na parede lateral, junto ao fundo do reator, existe uma flange de saída em 2" para eventual descarga de fundo.

Para equilibrar o empuxo de 1,79 kN e o peso de 12,75 kN, proporcionados pelo material suporte, foram utilizadas cantoneiras na parte superior e inferior reator soldadas as paredes piloto e engastadas nestas telas em fibra poltrudada para conter o meio suporte.

Com altura de 30 cm, o compartimento de saída era provido de um vertedor central em 3" para coleta do esgoto tratado e na lateral deste compartimento, a 56,25 cm da borda superior, existe a tubulação de 3" que coleta efluente tratado para recirculação.

A alimentação era feita na porção inferior do reator, por uma tubulação de 1", ligada à tubulação de distribuição de fundo do reator e utilizava duas moto-bombas para injeção do afluente. Uma moto-bomba helicoidal Netzsch, modelo NM021, com capacidade de vazão de até 2,5 m³.h⁻¹ para o efluente bruto e outra moto bomba trituradora submersível de rotor semi aberto Sulzer, modelo Piranha 08/2, com capacidade de vazão de até 7,5 m³.h⁻¹ para o efluente tratado no RALF. Cada linha de alimentação possuía um medidor individual de vazão ultrassônico, onde as vazões eram monitoradas e ajustadas.

A recirculação foi realizada em tubulação de PVC 3" coletando o efluente na zona de coleta 25,7 cm abaixo da lâmina de saída do efluente tratado. Foi utilizada uma moto-bomba centrífuga horizontal monoestágio Mark, modelo XD-02, com capacidade de vazão de até 8 m³.h⁻¹, injetando o efluente na zona de mistura por

tubulação em PVC 2". Na saída desta tubulação foi implantado um ejetor do tipo "Venturi" qual recebia o oxigênio inserido para o processo, e servia para recirculação e aeração conjunta. Nesta tubulação de recirculação foi instalado um medidor de vazão onde as vazões eram monitoradas e ajustadas.

A aeração foi realizada por dois conjuntos sopradores de ar operando em série, marca Aeromack, modelo CRE-03, vazão de ar na faixa de $3,2 \text{ m}^3.\text{m}^{-1}$ e pressão estática de 2,20 m.c.a., injetando o ar por tubulação de ferro galvanizado de 2", interligada ao ejetor de recirculação e aeração conjunta. Os sopradores de ar foram ligados a um temporizador para controle da intermitência de aeração.

Durante todo o experimento o reator foi operado em temperatura ambiente monitorada diariamente.

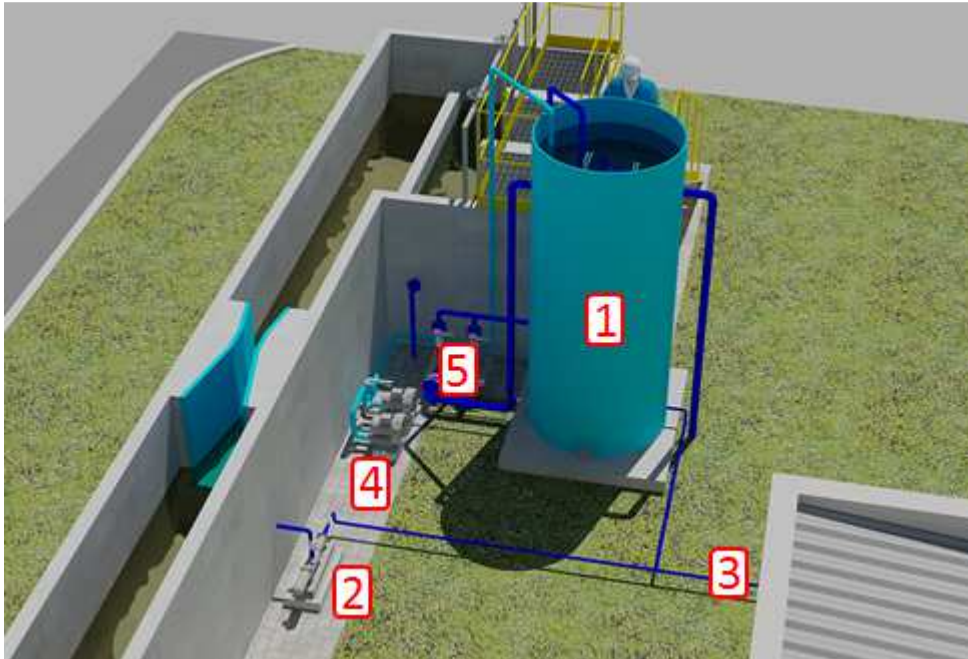
O detalhe do local de implantação do reator dentro da ETE Iapó está apresentado na Figura 8, na Figura 9 apresenta-se o fluxograma do sistema de tratamento e na Figura 10 é o fluxograma do processo no reator.

Figura 8 - Local implantação reator



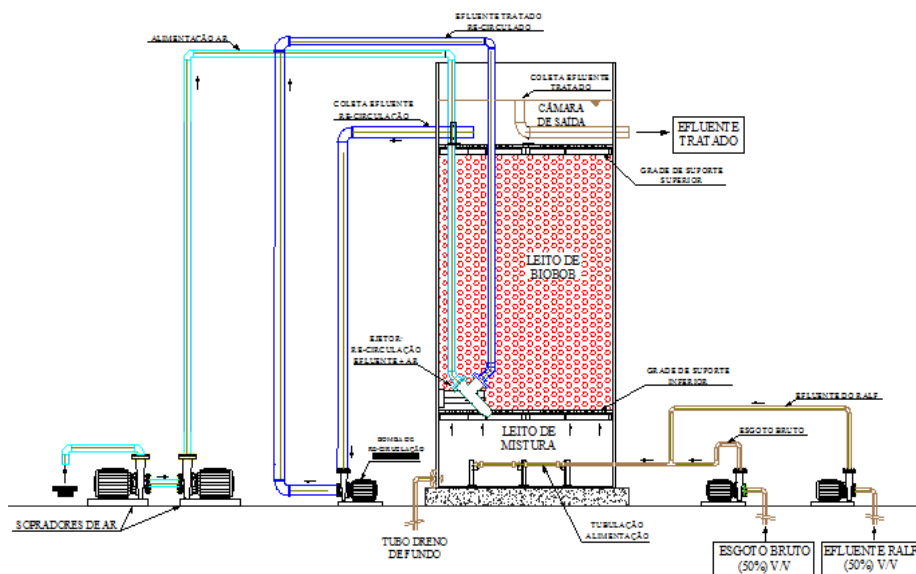
Descrição: (1) Posição do reator; (2) Ponto de alimentação esgoto bruto – após tratamento preliminar; (3) Ponto de alimentação efluente tratado no RALF 1
(Fonte: Autor).

Figura 9 – Projeto de implantação do reator e instalações



Descrição: (1) Reator; (2) Ponto de alimentação esgoto bruto; (3) Linha de alimentação efluente tratado no RALF 1; (4) Aeradores; (5) Sistema de recirculação efluente (Fonte: Bio Proj Tecnologia Ambiental).

Figura 10 – Fluxograma do processo do reator.



As fotos do reator montado são apresentadas nas Figuras 11 e 12.

Figura 11 – Foto lateral das instalações do reator



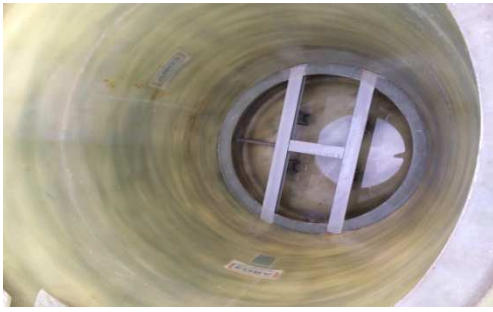
Descrição: (1) reator; (2) tubulação alimentação afluyente mistura; (3) bomba de recirculação; (4) tubulação coleta efluente tratado para re-circulação; (5) tubulação alimentação efluente tratado para re-circulação e medidor de vazão; (6) tubulação de alimentação ar; e, (7) sopradores de ar.



Descrição: (1) reator; (2) tubulação alimentação afluyente mistura; (8) bomba alimentação afluyente bruto; (9) tubulação coleta efluente tratado no reator; e, (10) tubulação dreño fundo.

As fotos da etapa de montagem do reator são apresentadas na Figura 13.

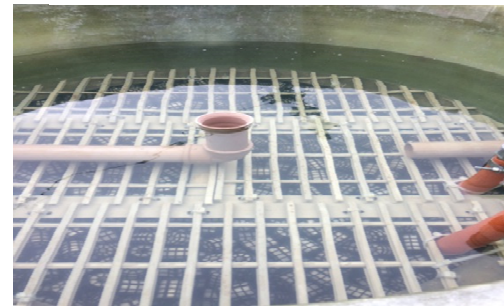
Figura 13 - Fotos da montagem do reator



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)



(g)



(h)

Descrição: (a) fundo do reator; (b) tubulação alimentação de fundo; (c) ejetor re-circulação efluente e ar; (d) coletor efluente tratado; (e) moto bomba e tubulação re-circulação efluente; (f) sopradores de ar; (g) enchimento Biobob ®; (h) moto bomba helicoidal alimentação.

4.3. ÁGUA RESIDUÁRIA

O efluente utilizado na alimentação do reator foi a mistura composta por 50% (v/v) de esgoto bruto e 50% (v/v) de efluente do RALF. O efluente bruto era succionado após a passagem pelo sistema preliminar de tratamento, composto por gradeamento manual e desarenador, e o efluente tratado era succionado da calha de saída do efluente do RALF.

Figura 14 - Ponto de alimentação do esgoto bruto após sistema preliminar e ponto de alimentação de efluente do RALF 1.



A utilização de afluente composto pela mistura de 50% (v/v) esgoto bruto e 50% (v/v) efluente de RALF ocorreu em função de resultados obtidos em pesquisa realizada por Oliveira (2016) e Jenzura (2017), que identificaram que essa mistura proporciona quantidade adequada de matéria orgânica prontamente disponível, favorecendo tanto o crescimento de bactérias autotróficas nitrificantes quanto heterotróficas desnitrificantes.

4.4. MATERIAL SUPORTE

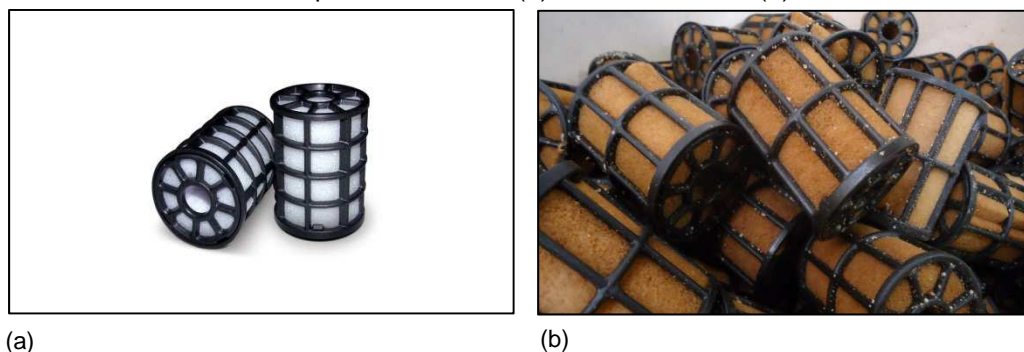
Como suporte para a imobilização da biomassa foi utilizado 3 m³ de um dispositivo comercial chamado Biobob® que é um meio utilizado como suporte para adesão e fixação da biomassa nos reatores biológicos. O Biobob® consiste em uma matriz de poliuretano envolta por uma estrutura de polipropileno, com geometria

cilíndrica de 45 mm de diâmetro e 60 mm de altura (ARAÚJO, 2014). Biobob® foi desenvolvido e produzido pela empresa Bio Proj Tecnologia de Tratamento Ltda.

Os dispositivos Biobob® foram mantidos confinados sem ordenação e alinhamento, formando uma coluna vertical com altura de 2,20 metros.

Na Figura 15 são apresentadas fotos do suporte utilizado no reator.

Figura 15 - Fotos do material suporte Biobob® - (a) sem biomassa e (b) com biomassa aderida.



As características do material suporte utilizado no reator são apresentadas na Tabela 3:

Tabela 3 – Características do suporte utilizado para imobilização de biomassa.

Material suporte Biobob®	
Descrição do material suporte	Espumas em PU envolta em anel de polipropileno
Diâmetro (mm)	45
Altura Cilíndrica (mm)	60
Massa seca unitária (g)	12
Massa úmida unitária (g)	61
Porosidade (%)	90

4.5. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Para monitoramento e acompanhamento do processo foram realizadas coletas pontuais três vezes por semana e realizadas análises de pH, alcalinidade, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$), nitrito ($N-NO_2^-$), nitrato ($N-NO_3^-$), Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV). As análises foram realizadas segundo métodos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, com exceção da determinação de

alcalinidade, que foi realizada de acordo com o método descrito por Ripley et al. (1986).

As análises de pH e alcalinidade estão sendo realizadas diariamente. As amostras foram conservadas sob refrigeração até o momento da análise.

Tabela 4 – Análises físico químicas a serem realizadas no projeto

<i>Parâmetro</i>	<i>Unidade</i>	<i>Método</i>
pH	-	Potenciométrico APHA (4500 H + B)
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	Titulométrico (Ripley et al., 1986)
DQO	mg.L ⁻¹	Colorimétrico APHA (5220D)
NTK	mg.L ⁻¹	Kjeldahl APHA (4500 NorgC)
N-NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	Titulométrico APHA (4500 NH ₃ C)
N-NO ₂	mg.L ⁻¹	Colorimétrico APHA (4500 NO ₂ B)
N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	Colorimétrico APHA (4500 NO ₃ C)
ST	mg.L ⁻¹	Gravimétrico APHA (2540 G)
SST	mg.L ⁻¹	Gravimétrico APHA (2540 D)
SSV	mg.L ⁻¹	Gravimétrico APHA (2540 E)

4.6. CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO

4.6.1. Partida do reator

Os testes em equipamentos e pré-operação do reator foram iniciados no segundo semestre de 2017 sem a utilização de nenhum tipo de inóculo proveniente de outras unidades em operação. Neste período foram mantidas condições operacionais que favorecessem o desenvolvimento de biomassa nitrificante aderida ao meio suporte a fim de acelerar a estabilidade de reações nitrificantes (MOURA et al. 2012). Nessa fase o reator funcionou com aeração contínua, um TDH de 12 horas e taxa de recirculação (Tr) de 6 vezes a vazão de alimentação (Qa) do reator (2.376 L.h⁻¹).

4.6.2. Condições experimentais

Após o período de fixação e desenvolvimento da biomassa nitrificante, foi reduzida a taxa de recirculação (Tr) para 2 vezes a vazão alimentação (Qa) do reator. O TDH de 12 horas e taxa de recirculação de 2 vezes foram mantidos fixos durante toda a pesquisa, sendo variado somente o tempo de aeração no reator. Os ensaios de aeração eram compostos por ciclos de 180 minutos, sendo o primeiro ensaio com aeração constante, o segundo com 60 minutos aerando e 120 não aerando e o terceiro com 120 minutos aerando e 60 minutos não aerando. A temperatura afluente e efluente foi monitorada durante toda a pesquisa, sem haver nenhum tipo de interferência durante a pesquisa.

As definições destes ensaios consideraram os resultados obtidos por Jenzura (2017) e foram similares aos tempos de detenção hidráulica dos reatores anaeróbios operantes na ETE Iapó.

Tabela 5 – Fases experimentais

Condição	Aerando (AE)(min)	Não Aerando (AN)(min)	TDH (horas)	Taxa de Recirculação (Tr)
1	AE constante	-	12	2
2	60	120	12	2
3	120	60	12	2

4.7. CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DO REATOR

Para se avaliar a eficiência do reator com relação à redução de DQO e remoção de nitrogênio, foram utilizadas as equações 17, 18, 19 e 20, com a caracterização do afluente e efluente.

- Eficiência de redução de DQO

$$\text{Redução DQO} = \frac{DQO_a - DQO_e}{DQO_a} \times 100 \quad (17)$$

Onde:

Redução DQO = eficiência de redução (%)

DQO_a = concentração DQO afluente (mg. L⁻¹)

DQO_e = concentração DQO efluente ($mg. L^{-1}$)

- Eficiência de remoção de Nitrogênio Total

$$NT = \frac{NTK_a - NTK_e - N_{nitrito} - N_{nitrato}}{NTK_a} \times 100 \quad (18)$$

Onde:

NT = Nitrogênio Total Kjeldahl (%)

NTK_a = nitrogênio total kjeldahl afluente ($mg. L^{-1}$)

NTK_e = nitrogênio total kjeldahl efluente ($mg. L^{-1}$)

$N_{nitrito}$ = nitrogênio na forma de nitrito ($mg. L^{-1}$)

$N_{nitrato}$ = nitrogênio na forma de nitrato ($mg. L^{-1}$)

- Eficiência de Nitrificação

$$Nitrificação = \frac{NTK_a - NTK_e}{NTK_a} \times 100 \quad (19)$$

Onde:

Nitrificação (%)

- Eficiência de Desnitrificação

$$Desnitrificação = \frac{NTK_a - NTK_e - N_{nitrito} - N_{nitrato}}{NTK_a - NTK_e} \times 100 \quad (20)$$

Onde:

Desnitrificação (%)

- Tempo de detenção Hidráulica

$$TDH = \frac{V}{Q_a} \quad (21)$$

Onde:

V = volume útil do reator (em m^3).

Q_a = Vazão de alimentação (em $m^3.h^{-1}$).

- Taxa de recirculação efluente

$$T_r = \frac{Q_r}{Q_a} \quad (22)$$

Onde:

Q_r = vazão de recirculação (em $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)

Q_a = Vazão de afluente (em $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)

- Potência utilizada

$$P_{uti} = \left(\frac{P_{nom}}{\eta} \right) / \left(\frac{f_1}{f_2} \right)^3 \quad (23)$$

Onde:

P_{uti} = Potência utilizada do equipamento (em kwh)

P_{nom} = Potência nominal do equipamento (em kwh)

η = rendimento do conjunto

f_1 = frequência limite do inversor (Hz)

f_2 = frequência de operação da moto bomba (Hz)

- Consumo de energia

$$C_{energ} = \frac{P_{uti}}{C_{remov}} \quad (24)$$

Onde:

C_{energ} = Consumo de energia dos equipamentos (em kwh/kg DQO removida)

P_{uti} = Potência diária utilizada do equipamento (em $\text{kwh} \cdot \text{d}^{-1}$)

C_{remov} = Carga média diária DQO removida (em kg DQO removida)

- Custo de energia

$$Custo = \frac{P_{uti} \times 0,6378}{\text{Volume tratado}} 100 \quad (25)$$

Onde:

Custo = Custo de energia para tratamento (em kwh/m³)

P_{uti} = Potência diária utilizada dos equipamento (em kwh.d⁻¹)

Volume tratado = volume de efluente tratado em um dia (em m³.d⁻¹)

4.8. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados obtidos durante o desenvolvimento deste trabalho foram submetidos ao teste de Shapiro Wilk para verificação da normalidade e, na sequência, foi realizado o teste de variância (ANOVA). 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 na realização do teste de variância e no teste de Tukey foi o PAST.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE

Durante todo o período considerado no estudo, 01/01/2018 a 08/06/2018, foram coletadas amostras pontuais afluentes e efluentes ao reator piloto entre 10:00 e 14:00 horas, dentro do período de maior contribuição de vazão diária na estação (JORDÃO e PESSOA, 2011). A água residuária afluente ao reator era composto pela mistura de 50% esgoto bruto e 50% esgoto tratado no reator anaeróbio (Tabela 6).

Mesmo com a mistura em 50% (v/v) de esgoto bruto e efluente de RALF, o valor médio da DQO afluente durante a operação foi de 467 ± 148 mg.L⁻¹, o que, de acordo com Jordão e Pessoa (2011), enquadra este efluente como um esgoto doméstico entre médio e forte. Foram analisadas nesta pesquisa 39 amostras durante as 3 condições operacionais.

Tabela 6 - Caracterização do afluente

Parâmetros	Afluente		
	Condição 1	Condição 2	Condição 3
DQO (mg.L ⁻¹)	317 ± 53	462 ± 107	599 ± 129
pH	8 ± 0,35	7 ± 0,37	8 ± 0,29
Alcalinidade Parcial (mg.L ⁻¹)	141 ± 30	152 ± 27	129 ± 22
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹)	253 ± 24	288 ± 35	405 ± 70
NTK(mg.L ⁻¹)	35 ± 10	54 ± 5	54 ± 10
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	32 ± 9	51 ± 6	53 ± 10
N-Nitrito (mg.L ⁻¹)	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
N-Nitrato (mg.L ⁻¹)	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Sólidos Totais (ST)	289 ± 63	359 ± 46	388 ± 96
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	146 ± 46	213 ± 67	211 ± 70
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	143 ± 33	154 ± 40	177 ± 62
Relação DQO/NTK	9 ± 1	9 ± 2	11 ± 2

5.2. REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

Na Tabela 7 são apresentados os valores das concentrações médias afluente, efluente e eficiência de redução de DQO no reator para cada condição estudada. Nota-se que durante o experimento ocorreram oscilações nas concentrações afluentes que são intrínsecas ao sistema de esgotamento sanitário, e sofrem influência direta de condições climáticas como regime pluviométrico, do horário de pico de geração de esgoto, de lançamentos pontuais de caminhões limpa fossa, e, até mesmo, de lançamentos industriais clandestinos na rede coletora de esgoto.

Tabela 7 – Concentração média DQO afluente e efluente e eficiência de remoção

Condição	Aeração (AE/AN) (min)	Duração (dias)	DQO (mg.L ⁻¹)		Remoção de DQO (%)
			Afluente	Efluente	
1	AE constante	49	317 ± 53	75 ± 23	76,34 ^a
2	60/120	65	462 ± 107	114 ± 18	75,32 ^a
3	120/60	46	599 ± 129	121 ± 32	79,80 ^a

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

Como pode se observar na Tabela 7, independente da variação de concentração de DQO afluente, quase dobrando o valor de concentração entre as etapas 1 e 3, todos os ensaios obtiveram redução média superior a 75%, e o teste ANOVA indicou não haver diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre os resultados de eficiência de redução de DQO. Esta elevada eficiência de redução ocorreu devido à matéria orgânica presente no afluente ser consumida em todas as etapas do processo NDS por microrganismos heterotróficos facultativos de elevada taxa de multiplicação, durante período aerado ou sem aeração (SCHMIDT et al., 2003; CHIU et al., 2007).

Operando nas mesmas condições de aeração e TDH desta pesquisa, avaliando os efeitos da aeração intermitente na remoção de matéria orgânica em um reator de leito estruturado, no pós tratamento de RALF tratando esgoto sanitário, com taxa de recirculação de 3 vezes, Silva et al. (2018) observaram eficiências similares ao desta pesquisa, com reduções médias DQO entre 67% e 78%.

Com um reator de biomassa aderida utilizando espumas de poliuretano, alimentação contínua e recirculação do efluente de 5 vezes a alimentação, Moura et al. (2012) verificaram remoção de matéria orgânica superior a 85% em todas as fases do experimento, com TDH de 12 horas, 10 horas e 08 horas, taxa de

recirculação de 5 vezes e identificaram que a intermitência na aeração não apresentou diferença estatísticas para a redução de DQO ($p \leq 0,05$).

Barana et al. (2013) operaram um reator de leito estruturado com espuma de poliuretano no pós tratamento de efluente de reator UASB, tratando água residuárias de abatedouro de aves com DQO afluente média de 319 a 418 mg.L^{-1} . Em um TDH de 24h, vazão de recirculação de 6 vezes a alimentação e aeração intermitente, obtiveram uma eficiência de redução de DQO superior a 88% em todas as fases experimentais.

Correa et al. (2016) avaliaram a remoção conjunta de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal em um reator de fluxo contínuo com leito estruturado em espuma de poliuretano, aeração intermitente, taxa de recirculação do efluente de 3 vezes, alimentado com esgoto sanitário real a um TDH de 16 horas. Verificaram eficiência de remoção de matéria orgânica acima de 90% e que não houve diferença estatística de remoção entre o período aerado e não aerado, sendo atribuída esta remoção a existência de microrganismos heterotróficos facultativos, que atuam em ambas as fases.

Oliveira (2016), operou reator similar ao de Barana et al. (2013), porém alimentado com a mistura de 50% de esgoto sanitário e 50% de efluente de um reator anaeróbio de leito fluidizado, com TDH fixo de 12 horas, com aeração intermitente e vazão de recirculação afluente de 3, 2 e 1 vez a alimentação do reator. Os resultados de eficiência na redução de DQO foram superiores a 60% em todas as fases, sem ter havido diferença estatística entre as eficiências de remoção ($p \leq 0,05$). Jenzura (2017) com o mesmo reator utilizado por Oliveira (2016), alimentado com a mistura de 50% efluente sanitário bruto e 50% efluente tratado em RALF, com taxa de recirculação igual a 2, variando o TDH e tempo de aeração verificou eficiência de entre 64% e 93% de remoção de matéria orgânica e não observou diferença estatística na remoção de matéria orgânica para as diferentes condições operacionais.

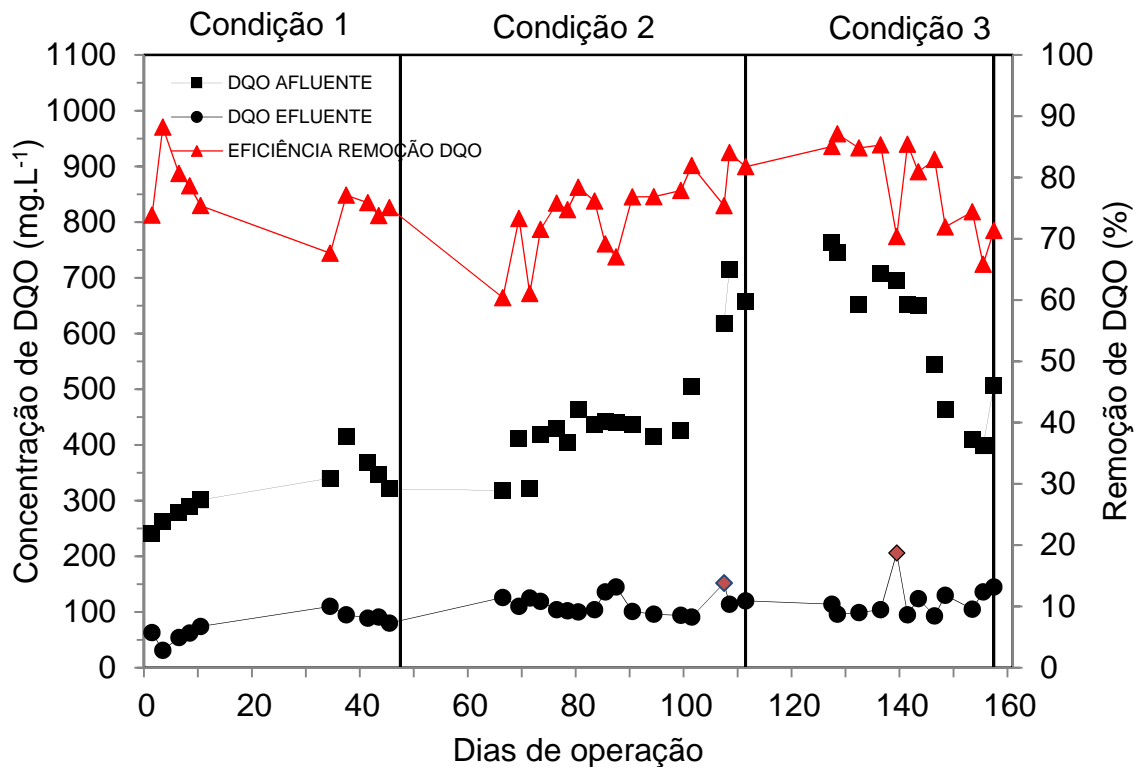
Para a operação de estações de tratamento de esgoto sanitário o fator de maior significância é o atendimento à legislação vigente. A ETE Iapó, localizada na cidade de Castro, opera conforme o que determina a Portaria de Outorga número 488/2018 – emitida pelo Instituto das Águas do Paraná, cujos principais parâmetros são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Concentrações DBO, DQO e SST exigidos em outorga para ETE IAPÓ

Parâmetros	Concentração (mg.L⁻¹)
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO	60
Demanda Química de Oxigênio - DQO	150
Sólidos Suspensos Totais - SST	60

Como os parâmetros de concentrações exigidos em Outorga de lançamento são valores fixos e não baseados na eficiência de remoção dos processos, a concentração final efluente pode sofrer influência da concentração de matéria orgânica do afluente, haja vista que para maiores concentrações afluentes mesmo havendo elevada eficiência de remoção, a DQO final máxima pode ser maior que a determinada em legislação. O sistema de coleta e esgotamento sanitário da cidade de Castro foi concebido pelo critério de separação absoluta, no qual esgotos domésticos ou industriais utilizam tubulação de transporte exclusiva, e as águas pluviais de drenagem urbana utilizam outra tubulação (SOBRINHO e TSUTIYA, 1999). Entretanto, na prática, observa-se a presença de elevada quantidade de água parasitária lançada na rede de coleta proveniente de ligações prediais que coletam águas pluviais de pátios, áreas descobertas drenadas, coberturas diversas, entre outros, aumentando significativamente a parcela de água de chuva na composição do afluente, reduzindo, assim, a concentração de matéria orgânica presente em períodos de chuva. Na Figura 13, devido ao regime de poucas chuvas ocorrido durante as condições 2 e 3, pode-se observar uma maior concentração DQO afluente.

Figura 16 - DQO afluente e efluente e eficiência de remoção

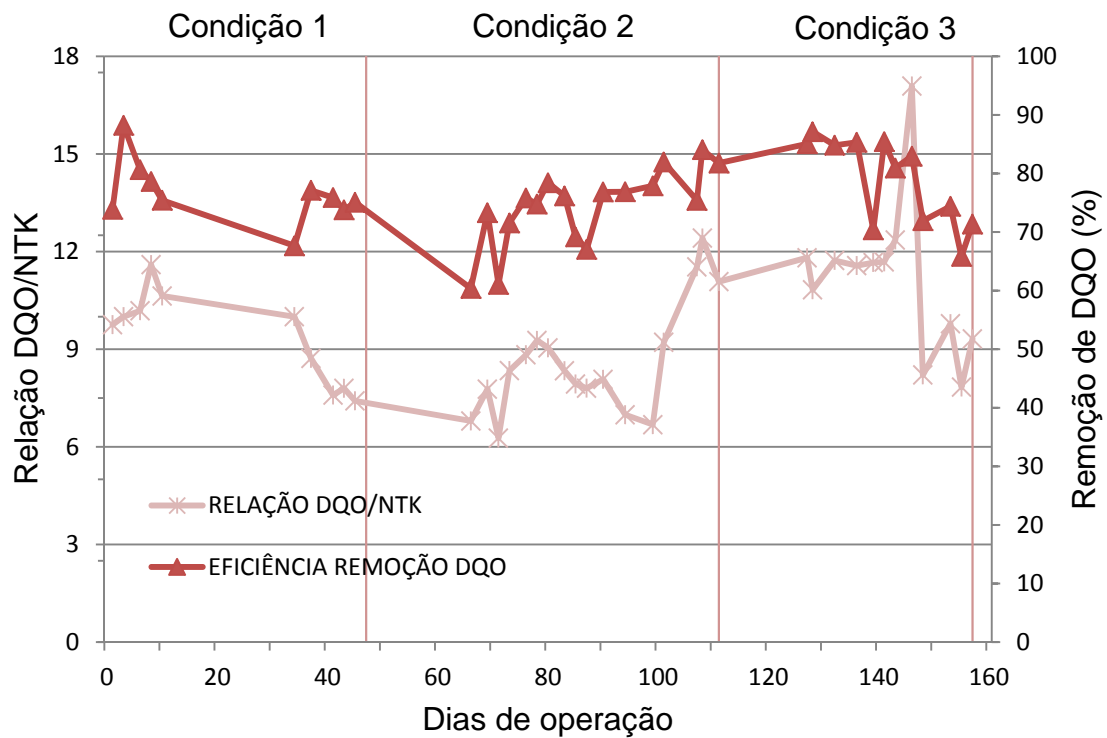


Na ETE Iapó a eficiência de redução de DQO deve ser suficiente para que o limite de concentração máxima de DQO de 150 mg.L⁻¹ seja atendido em 100% das amostras coletadas na saída do tratamento. Pela Tabela 7, pode-se notar que as concentrações médias efluente nas três condições foram inferiores ao padrão máximo outorgado. Assim, apesar da boa eficiência média operacional verificada, com eficiências de remoções de DQO a partir de 60,38 até 88,21%, somente a Condição 1, com aeração constante, atendeu em todas as coletas analisadas ao parâmetro máximo de lançamento outorgado para matéria orgânica, possuindo concentração máxima efluente DQO verificada de 110 mg.L⁻¹, conforme Figura 16. As Condições 2 e 3, mesmo não possuindo diferença estatística de eficiência de remoção entre si e com a Condição 1, apresentaram em uma amostra cada, concentrações DQO acima do limite de outorga, conforme destacado na Figura 16. A eficiência média de redução de DQO durante o experimento foi de 77,30%.

Analisando a Figura 16, verifica-se que todos os resultados apresentaram parâmetros de concentração DQO abaixo do que determina a Resolução Conjunta SEMA 021/2009 para o estado do Paraná, de DQO até 225 mg.L⁻¹.

Na Figura 17 são apresentados os dados da relação DQO/NTK e a eficiência de redução DQO durante o experimento. Nota-se que a eficiência de remoção de matéria orgânica não sofreu influência da variação da relação C/N.

Figura 17 - Remoção DQO e Relação DQO/NTK



Pelo estudo realizado e comparando-se com estudos similares, pode-se concluir que a remoção de matéria orgânica não sofre influência estatística do tempo de aeração e, portanto, para este parâmetro, indica-se a condição de menor consumo de energia elétrica como sendo a melhor alternativa. Neste caso, é indicada a condição 2, com 60 minutos de aeração e 120 sem aeração (aeração por 8 horas diárias).

5.3. REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Os dados referentes aos resultados de concentrações de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$), nitrito ($N-NO_2^-$) e nitrato ($N-NO_3^-$), afluente e efluente ao reator, obtidas nas diferentes condições operacionais estão apresentados na Tabela 9. Em cada alteração de condição operacional o reator apresentou instabilidade de resultados nos primeiros 15 dias, aproximadamente. Assim, aguardou-se que os resultados indicassem estabilidade na nitrificação e

desnitrificação, para, então, utilizar os resultados nas análises estatísticas. No dia 13 de janeiro de 2018, em meio ao andamento da condição 1, houve a quebra do sistema de aeração do reator, permanecendo sem aeração por cerca de 10 dias, sendo desconsiderado este período para análise estatística dos resultados do reator na condição 1.

As médias do resultado da série nitrogenada NTK, N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- de cada ensaio são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Concentrações médias de NTK, N-amoniacal, N-nitrito e N-nitrato do afluente e efluente dos ensaios estudados

Condição	Aeração (AE/AN) (min)	Afluente (mg.L^{-1})		Efluente (mg.L^{-1})			
		NTK	N-NH_4^+	NTK	N-NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-
1	AE constante	35 ± 10	32 ± 9	8 ± 3	5 ± 2	$1,4 \pm 1,2$	$2,4 \pm 2,6$
2	60/120	54 ± 5	51 ± 6	23 ± 5	17 ± 4	$1 \pm 0,5$	$2,1 \pm 1,1$
3	120/60	54 ± 10	53 ± 10	16 ± 3	14 ± 4	$1,5 \pm 0,7$	$0,8 \pm 0,4$

Analisando as concentrações NTK e N-NH_4^+ afluente e efluente pode-se observar que quase todo o nitrogênio orgânico foi convertido em amônia e que a amônia não foi totalmente convertida a nitrito e nitrato, uma vez que há presença de N-NH_4^+ no efluente. A condição 1, com aeração constante, apresentou a menor média de nitrogênio amoniacal presente no efluente, ou seja, houve maior taxa de nitrificação.

Na Tabela 10, estão expressas as eficiências de nitrificação, desnitrificação, de remoções de NT e relação DQO/NTK afluente.

Tabela 10 – Eficiência de nitrificação, desnitrificação, remoção de Nitrogênio Total e média da relação DQO/NTK afluente

Condição	Aeração (AE/AN) (min)	Nitrificação (%)	Desnitrificação (%)	Remoção de NT (%)	Relação DQO/NTK Afluente
1	AE constante	75 ^a	87 ^a	65 ^a	9,4 ^{ab}
2	60/120	57 ^b	89 ^a	51 ^b	8,6 ^a
3	120/60	70 ^a	94 ^b	65 ^a	11,2 ^b

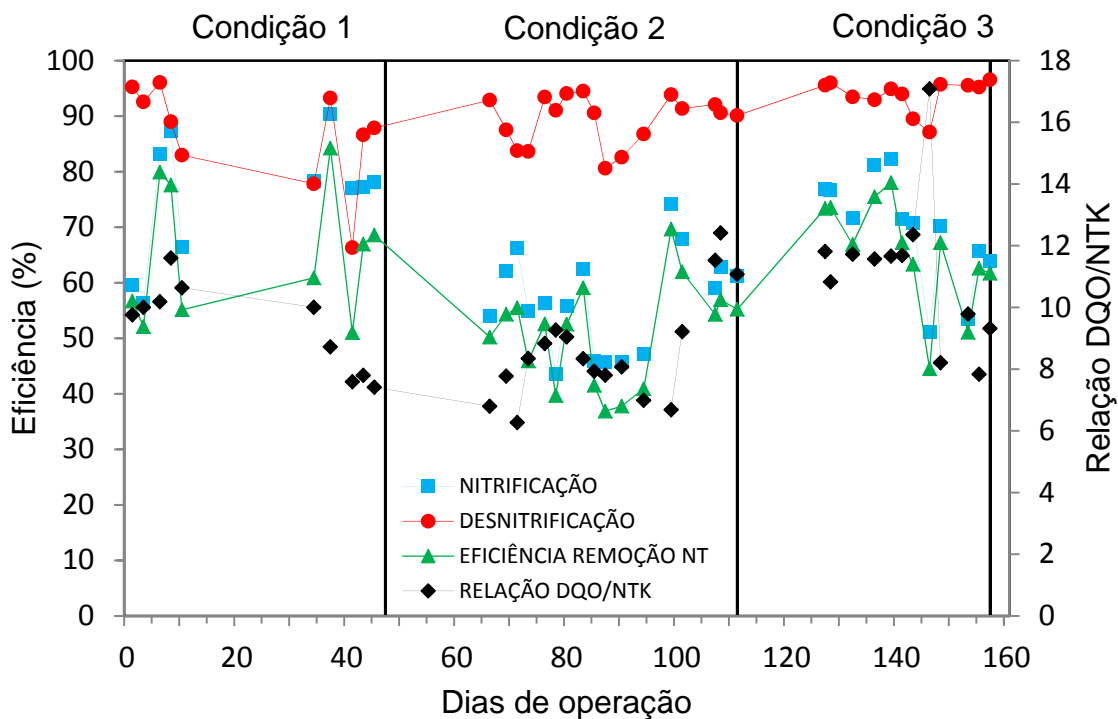
*Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Observa-se na Tabela 10 que a condição 2 diferiu estatisticamente das demais e apresentou a menor eficiência de remoção de nitrogênio total e nitrificação,

respetivamente, 51% e 57%. Verificou-se queda na taxa de nitrificação com a redução no tempo de aeração em cada ensaio. Esta redução de atividade nitrificante pode ser atribuída à diminuição da concentração de oxigênio dissolvido no meio, não possibilitando completa nitrificação. Como as bactérias heterotróficas facultativas possuem maior velocidade de metabólica e consomem mais rapidamente o oxigênio dissolvido e substrato disponíveis no meio, estas acabam por reduzir a disponibilidade de oxigênio para as bactérias autotróficas nitrificantes, que possuem menor velocidade de absorção dos substratos. Wosiack et al. (2015) operando um reator de leito estruturado observou que o aumento do tempo de aeração afetou a eficiência de nitrificação. Quanto maior o tempo de aeração, melhor a eficiência de nitrificação, chegando a taxas de 100% de conversão durante aeração contínua. Schmidt et al. (2003) e Moura et al. (2012) observaram que menores taxas de nitrificação podem ser atribuídas a competição por matéria orgânica e oxigênio entre bactérias heterotróficas aeróbias, responsáveis pela remoção de matéria orgânica, com as bactérias autotróficas nitrificantes. Os microrganismos heterotróficos por possuírem maior velocidade de crescimento e conversão do substrato ocupam mais rapidamente o meio suporte, conseqüentemente, reduzindo a área de adesão e crescimento das bactérias autotróficas, que convertem o nitrogênio.

As condições 1 e 3 foram estatisticamente iguais na remoção de nitrogênio total e nitrificação.

Figura 18 - Eficiência nitrificação, desnitrificação, remoção NT e relação DQO/NTK



Observando na Figura 14 o comportamento das eficiências de remoção de nitrogênio total e nitrificação, nota-se que quanto maior a taxa de nitrificação, maior foi à remoção de nitrogênio total, podendo-se verificar que a etapa limitante na remoção de nitrogênio foi a nitrificação. Wosiack et al. (2013), avaliaram a operação de um reator de leito estruturado com aeração contínua utilizando efluente industrial de abatedouro de aves e TDH de 1 dia e obtiveram remoção de NT de 93,3%, com 100% de nitrificação e 98,1% de desnitrificação. Os autores citados verificaram que quanto maior a taxa de nitrificação maior foi a remoção de nitrogênio total, podendo concluir que a nitrificação foi a etapa limitante a remoção de NT, como ocorrido nesta pesquisa.

Jenzura (2017) operou reator de leito estruturado em espuma de poliuretano, com aeração intermitente, razão de recirculação igual a 2, variando o TDH e tempo de aeração, alimentado com a mistura de 50% efluente sanitário bruto e 50% efluente tratado em RALF (reator anaeróbio de lodo fluidizado). Obteve em seu estudo eficiências de remoção de nitrogênio superiores a 82% e também verificou a nitrificação como limitante à remoção de nitrogênio total do efluente.

Com relação à desnitrificação, nas três fases foi obtida elevada conversão de compostos nitrogenados em nitrogênio gasoso, apresentando eficiência média de

remoção entre 87% e 94%, resultando em baixas concentrações de nitrito e nitrato no efluente, conforme verifica-se na Tabela 10. Na condição 3 a eficiência média da desnitrificação, de 94%, diferiu estatisticamente das demais. Esta maior taxa de conversão pode ser atribuída a uma maior relação DQO/NTK presente durante esta etapa. He et al. (2009) analisando os fatores que influenciam na remoção de nitrogênio demonstraram que a remoção de nitrogênio total aumentou de 54,76 para 71,92% quando variou a relação de C/N de 10,68 para 15,37. Isto ocorreu, devido à maior quantidade de matéria orgânica disponível no meio, fornecendo uma maior quantidade de elétrons para a desnitrificação, diferentemente do ocorrido nesta pesquisa, onde a nitrificação mostrou-se o fator limitante a remoção de nitrogênio.

Operando um reator NDS de leito estruturado no pós-tratamento de esgoto sanitário, Silva et al. (2018) observaram que a remoção de nitrogênio total foi afetada pela escassez de doadores de elétrons presentes no efluente, prejudicando o processo de desnitrificação. Este reator foi operado com relação média C/N de 3,04, apresentando a melhor remoção de nitrogênio total quando o ciclo, composto por 3 horas, foi operado com aeração por 1 hora e não aeração por 2 horas, obtendo eficiência de nitrificação de $82 \pm 7\%$, remoção de nitrogênio total de $29 \pm 10\%$ e DQO de $82 \pm 10\%$.

Em reatores de aeração intermitente que favorecem a NDS, é importante que a relação DQO/NTK seja adequada a fim de promover a desnitrificação, sem que haja necessidade de ser acrescida uma fonte externa de carbono. Nesta pesquisa a média de relação DQO/NTK foi de 9,51, sem ter havido adição de carbono, com eficiência média de desnitrificação de 90,1%. Segundo Fu et al. (2010), para reatores dimensionados para a nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) a relação C/N superior a 9,0 é recomendada.

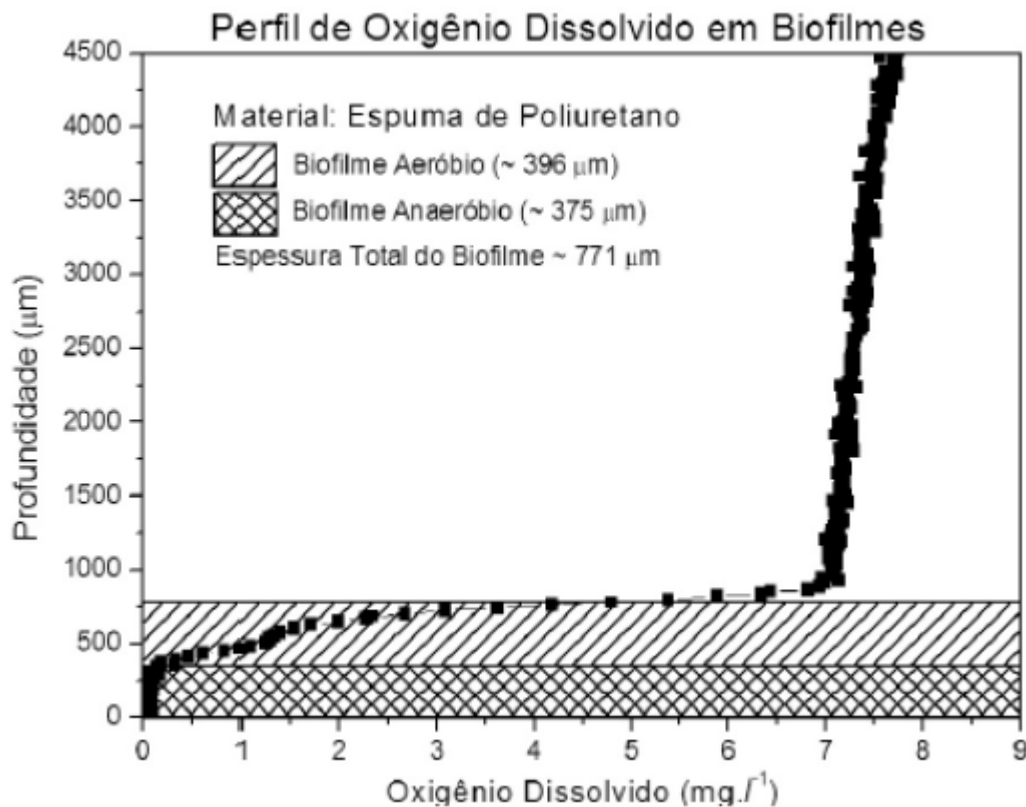
Os resultados obtidos na presente pesquisa permitem concluir que a matéria orgânica presente no efluente foi suficiente para as bactérias desnitrificantes realizarem a conversão do substrato em energia e material celular, sem haver necessidade de adição de fonte externa de carbono. Pode-se também atribuir a elevada taxa de desnitrificação à baixa capacidade de difusão de oxigênio no meio suporte de espumas em poliuretano. No meio suporte utilizado, bactérias aeróbias autotróficas nitrificantes aderem nas camadas externas onde há maior concentração de oxigênio e, nas camadas internas, onde há menor concentração de oxigênio

dissolvido ou mesmo zonas anóxicas, ficam aderidas bactérias heterotróficas facultativas responsáveis pela desnitrificação.

Leick et al. (2017) operaram um reator de leito estruturado com aeração intermitente e avaliaram a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogenada tratando esgoto sanitário. Nos testes foi mantido o TDH em 12 horas e variados os tempos aerando e não aerando, juntamente a variação da taxa de recirculação. Os autores citados observaram eficiência máxima de remoção de nitrogênio total de 55,5%, sendo atribuído à baixa relação de C/N a limitação à ocorrência de desnitrificação e consequente remoção deste composto nitrogenado, condições identificadas por Zhu (2007) e Pochana e Keller (1999).

A remoção de Nitrogênio Total, apresentada na Tabela 10, confirma a ocorrência de NDS em todas as condições de operação desta pesquisa, inclusive sob condição de aeração constante, similar ao observado por BARANA et al., 2013, e corrobora que a configuração deste reator em fase única, utilizando espuma de poliuretano como suporte ao biofilme, proporciona a existência de microambiente aeróbio e anóxico no interior do biofilme aderido. Essas condições são necessárias ao processo e também foram verificadas por Zhu (2007) e Pochana e Keller (1999), uma vez que permitem a coexistência de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes no mesmo ambiente e, com isso, a remoção de nitrogênio total do efluente pelo processo de nitrificação e desnitrificação simultânea. O estudo realizado por Ono (2007), que avaliou a concentração de OD em diferentes profundidades de biofilme em um suporte de espuma poliuretano similar ao deste projeto, mostrou que as concentrações de oxigênio tendem a diminuir com o aumento da profundidade da espuma, chegando a 0 mg.L^{-1} na metade da espessura, conforme Figura 16, explicando o que deve ter ocorrido no interior do biofilme deste trabalho. Correa et al. (2016), trabalhando com reator de leito estruturado em espuma de poliuretano e aeração intermitente, utilizando um MEV, identificou que nestas condições microrganismos nitrificantes e desnitrificantes estão aderidos ao meio suporte.

Figura 19 - Perfil de oxigênio em biofilme - suporte espuma de poliuretano



Fonte

– Ono, 2007.

Considerando que não houve diferença estatística na remoção de nitrogênio total entre as condições de aeração constante e 120 minutos de aeração, indica-se a condição de menor consumo de energia elétrica como sendo a melhor alternativa. Neste caso, a condição 3, com 120 minutos de aeração e 60 sem aeração (aeração por 16 horas diárias).

5.4. pH e ALCALINIDADE

Os resultados médios de cada etapa de pH e alcalinidade afluente e efluente do reator são apresentados na Tabela 12.

Tabela 11 – Média de pH e alcalinidade afluente e efluente em todos os ensaios

Condição	pH		Alcalinidade (mg.L^{-1})	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
1	$7,69 \pm 0,35$	$7,78 \pm 0,28$	253 ± 24	58 ± 19
2	$7,34 \pm 0,37$	$7,80 \pm 0,39$	288 ± 35	151 ± 58
3	$7,60 \pm 0,29$	$8,00 \pm 0,35$	405 ± 70	234 ± 116

Como pode ser observado na Tabela 11, os valores de pH afluente e efluente variaram pouco e mantiveram-se próximos da neutralidade. Nota-se com a conversão da matéria orgânica e nitrogenada, houve pequeno acréscimo do valor médio de pH efluente em todas as médias, variando em todas as amostras entre 7,3 e 8,6, indicando boa estabilidade do sistema. Segundo EPA (1993), o pH ótimo para a nitrificação encontra-se no intervalo entre 7,5 e 9,0, apresentando redução na taxa de nitrificação na ordem de 50% da faixa ótima para pH abaixo de 7,0 e acima de 9,8. A faixa ótima de pH ótima para a ocorrência de desnitrificação, segundo Surampalli et al (1997), está entre 6,5 e 8 e é prejudicada para valores inferiores a 6,0 e superiores a 9,0.

Em todas as condições experimentais houve redução da alcalinidade, evidenciando a ocorrência de nitrificação, processo que libera íons H^+ durante a oxidação da matéria nitrogenada, reduzindo a alcalinidade do meio. Entretanto, o equilíbrio de alcalinidade no reator foi mantida pela elevada eficiência de desnitrificação ocorrida, qual recuperou parte da alcalinidade consumida durante a nitrificação.

Uma das vantagens apresentadas por este reator de NDS é a manutenção da estabilidade da faixa de alcalinidade e pH sem que haja necessidade de adição de uma fonte externa básica ou ácida. Durante o processo de nitrificação há consumo de alcalinidade, podendo reduzir o pH do meio, e na etapa seguinte, durante a desnitrificação, a alcalinidade é parcialmente reintroduzida ao meio, permitindo manter a alcalinidade e pH em equilíbrio e favorecendo o crescimento de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes (EPA, 1993).

5.5. TEMPERATURA

Os valores médios medidos de temperatura afluente, eficiência de nitrificação, desnitrificação, remoção de nitrogênio total e relação DQO/NTK afluente, de cada condição estudada estão apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12 – Valores médios de temperatura afluente, eficiência de nitrificação, desnitrificação, remoção de nitrogênio total e relação DQO/NTK afluente

Condição	Temperatura Média (°C)	Nitrificação (%)	Desnitrificação (%)	Remoção de NT (%)	Relação DQO/NTK Afluente
1	23,33	75	87	65	9,4
2	23,74	57	89	51	8,6
3	21,36	70	94	65	11,2

Baixas temperaturas não só influenciam nas atividades metabólicas de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes, como também afetam a comunidade bacteriológica e sua qualidade (Guo et al., 2013). Alguns pesquisadores avaliando a influência da temperatura no crescimento de microrganismos nitrificantes verificaram que a faixa adequada de temperatura está entre 25°C e 35°C (EPA, 1993; RITTMANN e MCCARTY, 2001; SURAMPALLI et al. 1997), possuindo maiores taxas de nitrificação em temperaturas próximas ao limite superior, porém apresentando redução na nitrificação em temperaturas superiores a faixa ideal, provavelmente pela desnaturação das proteínas do biofilme (GUO et al., 2013; ZHANG et al., 2008). Yao et al. (2013) verificaram que os microrganismos nitrificantes, especialmente os autótrofos, sofreram inibição quando a temperatura se encontrava abaixo de 25°C.

Avaliando a Tabela 12 pode se verificar que a temperatura média afluente ficou abaixo da temperatura mínima ideal de 25°C, possuindo uma média de 22,9°C durante as três condições estudadas. Isto indica que o crescimento de bactérias nitrificantes pode ter sofrido influência da temperatura em sua taxa de crescimento.

Sudarno et al. (2013), operando um reator de leito fixo para nitrificação de águas salinas, verificaram que o aumento da temperatura de 22,5°C para 32,5°C resultou em 1,36 vezes maior taxa de oxidação da amônia e 1,26 vezes maior taxa de oxidação de nitrito. Observaram também que com a redução da temperatura de 22,5°C para 10°C houve redução em 44% na taxa de oxidação da amônia e 55% na taxa de oxidação do nitrito.

Kanda et al. (2016), utilizando esgoto sanitário, analisaram a influência da temperatura na remoção de nitrogênio sob as mesmas condições operacionais desta pesquisa, em um filtro biológico e constataram que a temperatura é fator significativo na remoção. Com a operação do filtro em temperaturas entre 17,5°C e 27,5°C,

obtiveram média de remoção de nitrogênio de 68,4% e, com temperaturas entre 10°C e 15°C observaram que a média de remoção passou para 38,5%.

Jenzura (2017), operando um reator NDS com temperatura constante em 30°C, avaliou a eficiência de remoção de nitrogênio para mistura de 50% efluente sanitário bruto e 50% efluente tratado em RALF, em TDH de 12 horas e 8 horas, aerando 60 minutos, não aerando 120 minutos, com taxa de recirculação (Tr) de 2 vezes a alimentação, obteve taxa de nitrificação e desnitrificação superior 87% e remoção de nitrogênio total mínima de 81%. Em estudo similar, empregando 50% efluente sanitário bruto e 50% efluente tratado em RALF, a uma temperatura afluente de 30°C, TDH de 12 horas, Oliveira (2016) observou eficiência de nitrificação e desnitrificação, respectivamente de, 89% e 87%, e remoção de nitrogênio total de 78%.

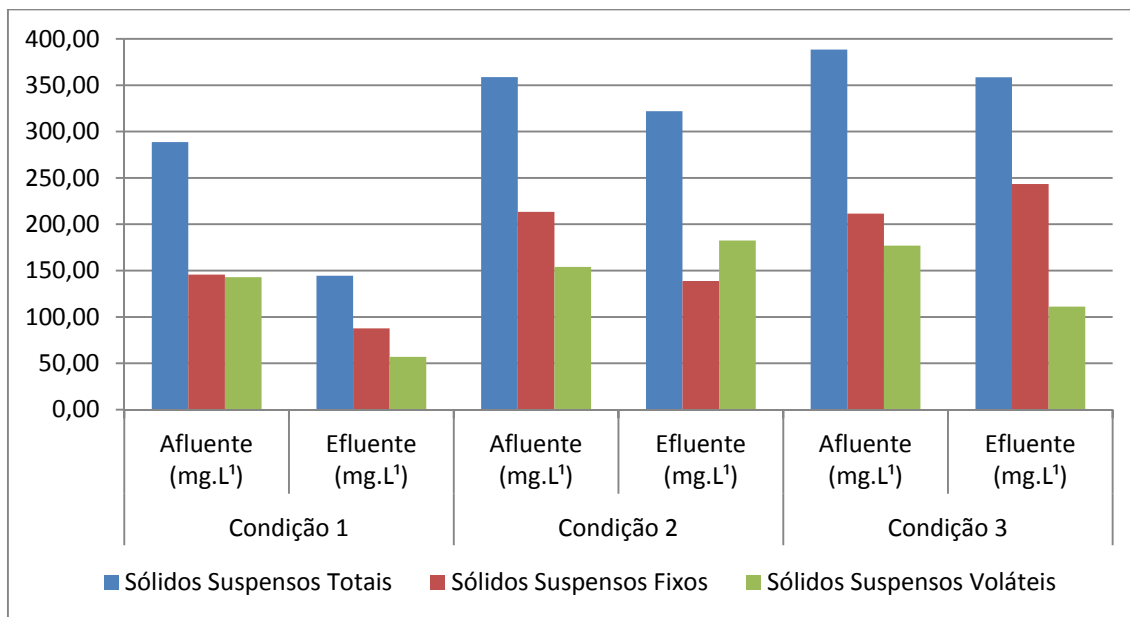
Microrganismos desnitrificantes heterotróficos facultativos apresentam maior adaptabilidade à variação de temperatura, possuindo um melhor intervalo para ocorrência do processo entre 10°C e 30°C (EPA, 1993; SURAMPALLI et al. 1997). Nesta pesquisa que operou dentro desta faixa ideal foram observadas elevadas taxas de desnitrificação, entre 87% e 94%.

5.6. SÓLIDOS

São apresentados na Tabela 13 os resultados das concentrações médias afluentes e efluentes de sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos voláteis. Na Figura 20 são apresentados os resultados médios em forma de gráfico.

Tabela 13 - Concentrações médias de sólidos totais, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos voláteis

Sólidos	Condição 1		Condição 2		Condição 3	
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)
SST	289 ± 63	145 ± 21	359 ± 46	322 ± 113	388 ± 96	359 ± 115
SSF	146 ± 46	88 ± 36	213 ± 67	139 ± 68	211 ± 70	243 ± 113
SSV	143 ± 33	57 ± 21	154 ± 40	182 ± 70	177 ± 62	111 ± 18

Figura 20 - Variação da concentração de sólidos no afluente e efluente nas condições operacionais

Para sólidos suspensos voláteis (SSV) houve redução de concentração efluente na condição 1 e 3 e aumento na concentração na condição 2, o que pode ser justificado por um possível desprendimento de biomassa do meio suporte. A remoção média de sólidos suspensos da pesquisa foi de 18,02%.

6. ENERGIA ELÉTRICA UTILIZADA

Na Tabela 14 verifica-se que na operação do reator de aeração intermitente, os equipamentos de maior potência elétrica e, conseqüentemente, maior consumo de energia elétrica foram os aeradores, com potência de 1,5 kW cada um. Na fase de elaboração do projeto do reator em escala piloto, devido às pequenas vazões e, conseqüentemente, pequena potência necessária dos equipamentos para a operação, observou-se não existir disponível em catálogos comerciais equipamentos que operassem dentro de uma condição econômica de consumo de energia. Pode-se ser verificado, que os equipamentos comerciais disponíveis são construídos para maiores potências, objetivando estações em escala plena. Assim, no reator foram implantados equipamentos de maiores potências que as necessárias, e estes operam com significativas restrições em seus comandos para funcionarem em baixas vazões, seja de ar ou líquido.

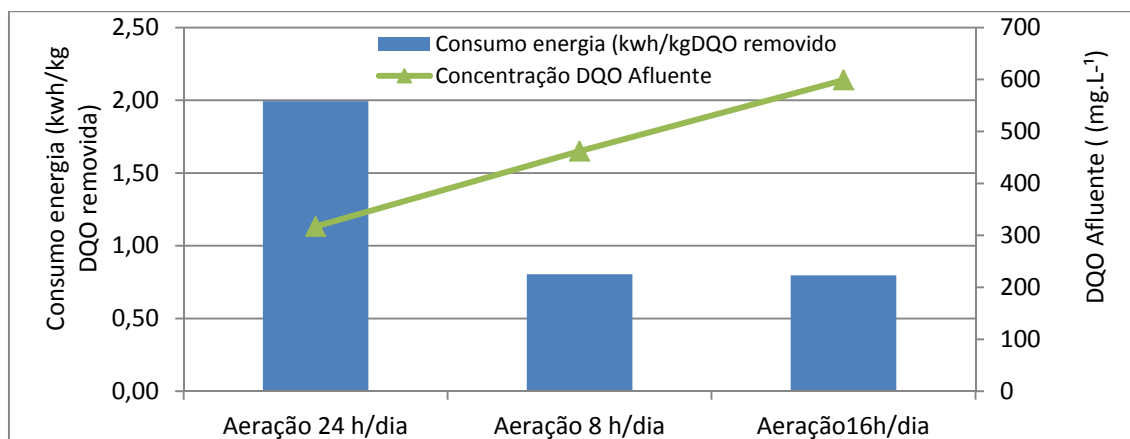
Tabela 14 - Potências nominais dos motores instalados, potências moduladas dos motores instalados, consumo de energia durante a aeração e consumo de energia durante a fase sem aeração do reator em escala piloto

Equipamentos	Potência nominal motor (kw)	Potência modulada motor (kw)	Consumo de energia Aerando (kwh)	Consumo de energia não Aerando (kwh)
Aeradores (2 unidades)	3,00	2,01	2,01	-
Bomba Recirculação	0,63	0,07	0,07	0,07
Bomba Alimentação Afluente Bruto	1,90	0,38	0,38	0,38
Bomba Alimentação Efluente Ralf	0,37	0,51	0,51	0,51
Total	5,90	2,97	2,97	0,96

Para melhorar a condição de avaliação dos custos de energia elétrica para remoção matéria orgânica e nitrogenada, foram utilizados os dados obtidos na operação do piloto, extrapolando estes para a vazão média operacional da ETE Iapó, que é de $288 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Foram consideradas neste cálculo todas as condições operacionais, de concentração afluente, efluente da operação e eficiências do reator para a vazão da estação Iapó, aumentando-se unicamente a vazão.

Na Figura 21 são apresentados os consumos de energia elétrica por kg de DQO afluente removida e, apresentadas, as médias de concentração DQO afluente em cada condição.

Figura 211 - Consumo de energia elétrica por kg de DQO removida e concentração DQO afluente



Verifica-se que a condição 3, operando os aeradores por 16 horas diárias, o consumo de energia elétrica por kg de DQO afluente removida foi muito similar a

condição operacional 2, com aeração por 8 horas diárias. Isso ocorreu devido a maior concentração de matéria orgânica afluyente presente na condição 3, o que, para uma mesma eficiência de remoção, representa uma maior carga de DQO removida.

A Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar (2016), em trabalho não publicado, avaliou a operação, em escala plena, de um Filtro Ecológico Aerado para pós-tratamento (FEPT) de reator UASB, tratando efluente doméstico na remoção de matéria orgânica. Este filtro operou com vazão de $9,29 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ durante aproximadamente 25 dias e apresentou eficiência média de remoção DQO de 38% e DBO de 48%, com um consumo de energia elétrica de $15,7 \text{ kWh.kg}^{-1}$ DQO removida.

Na tabela 15 são apresentados resultados de consumo de energia elétrica nas três condições operacionais extrapoladas para a vazão de 80 L.s^{-1} avaliadas no reator e em estações de tratamento de esgoto em escala plena de pequeno porte. As estações apresentadas na tabela 15 promovem para remoção de matéria orgânica, enquanto o reator promove a remoção de matéria orgânica e matéria nitrogenada.

Tabela 15 - Quadro comparativo de consumo de energia elétrica para o tratamento esgoto sanitário

Unidade de Tratamento	Consumo energia elétrica (kwh/kg DQO removida)
Reator aeração constante (aeração 24 h/dia) (1)	1,99
Reator aeração intermitente (aeração 8 h/dia) (1)	0,80
Reator aeração intermitente (aeração 16h/dia) (1)	0,80
Filtro Ecológico para pós tratamento (FEPT) (escala plena) (2)	15,7
ETE Miringuava – Lodos ativados (escala plena) (2)	2,2
ETE Marambaia – Lodos ativados (escala plena) (2)	2,6

Fonte: (1) O autor; (2) Ross et al, 2016.

Na tabela 16 estão apresentados os consumos de energia elétrica em $\text{kWh}.\text{(m}^3\text{)}^{-1}$ e custos com energia elétrica em $\text{R}\$. \text{(m}^3\text{)}^{-1}$ para o tratamento do efluente residuários. Foi considerado o valor de $\text{R}\$ 0,6378.\text{kWh}^{-1}$ para o cálculo do custo de energia elétrica para o tratamento.

Tabela 16 – Consumo de energia elétrica para cada condição de operação

Unidade de Tratamento	Consumo de energia elétrica (kwh/m³ tratado)	Custo de energia elétrica (R\$/m³ tratado)
Reator aeração intermitente (aeração 24 h/dia)	0,48	0,31
Reator aeração intermitente (aeração 8 h/dia)	0,28	0,18
Reator aeração intermitente (aeração 16h/dia)	0,38	0,24

7. CONCLUSÃO

A partir dos resultados observados nas diferentes fases de operação do reator de leito empacotado e aeração intermitente, pode-se concluir que:

- O reator foi eficiente na remoção de matéria orgânica de afluente composto pela mistura esgoto sanitário bruto e efluente tratado em reator anaeróbio na proporção 1:1 (v:v).

- O reator não apresentou diferença estatística de eficiência de redução de DQO nas três condições utilizadas: (1) aeração contínua, (2) 60 minutos aerando e 120 minutos sem aerar, (3) 120 minutos aerando e 60 sem aerar, em ciclos de 180 minutos.

Foram obtidas taxas de remoção de DQO de 76,34%, 75,32% e 79,8%, respectivamente, nas condições 1, 2 e 3. As concentrações DQO efluentes do reator variaram entre 31 mg.L⁻¹ e 206 mg.L⁻¹ atendendo em 99% do período operacional aos padrões de emissão fixados em legislação.

- As condições com maior tempo de aeração, condição 1 e 3, apresentarem as maiores taxas de nitrificação e não houve diferença estatística entre as eficiências médias, que foram de 75% e 70%, respectivamente. A condição 2, submetida ao menor tempo de aeração, foi a que apresentou a menor eficiência de nitrificação, de 57%.

- A intermitência na aeração não influenciou na taxa de desnitrificação, cujas eficiências foram de 87%, 89% e 94% para as condições 1, 2 e 3, respectivamente.

- Apesar da elevada taxa de desnitrificação em todas as condições, a condição 3, com períodos de aeração de 120 minutos e sem aeração de 60 minutos, foi superior, com eficiência de 94%, e apresentou diferença estatística na taxa de desnitrificação em relação às demais. Esta diferença pode ser devida à uma maior relação DQO/NTK afluente durante esta fase, de 11,2, proporcionando uma maior quantidade de doadores de elétrons ao processo. Nas condições 1 e 2 a relação DQO/NTK foi de 9,4 e 8,6, respectivamente.

- No atendimento às concentrações de outorga de lançamento da ETE Iapó, a condição 1, com aeração constante, se mostrou eficiente na redução de DQO, atendendo em todas as coletas ao valor de concentração máxima exigido.

8. REFERÊNCIAS

AHN, Y. H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A Review. **Process Biochemistry**, v.41, n.8, p.1709-1721, 2006.

APHA. American Public Health Association, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th Ed., Washington, 1998.

ARAUJO, T. L. S. **Desempenho de reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) tratando esgoto sanitário em escala piloto**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

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. 453–459, 2013.

CORCORAN, E. C.; NELLEMAN, E. B.; BOS, R.; OSBORN, D.; SAVELLI, H. **Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment**. United Nations Environment Programme, Norway, ISBN: 978-82-7701-075-5, 2010.

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

CHIU, Y. C.; LEE, L. L.; CHANG, C. N.; CHAO, A. C. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification process in a single reactor for nitrogen removal. **Bioresource Technology**.V. 100, n. 4, p. 1548 -1554, fev. 2007.

DOMINGUES, L.M. **Sistema combinado filtro anaeróbio –biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas SP, 2005.

EPA (United States Environmental Protection Agency) **Nutrient Control Design Manual:State of Technology Review Report**. Cincinnati: The Cadmus Group, 2009.

FU, B.; LIAO, X.; DING, L.; REN, H. Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. **Word J. Microbiol. Biotechnol.** v.26, n. 11, p. 1981-1990, 2010.

FULAZZAKY, M. A., ABDULLAH, N. H., YUSOFF, A. R. M., PAUL E. Conditioning the alternating aerobic e 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.

GAO, D., PENG, Y., LI, B., LIANG, H. Shortcut nitrification–denitrification by real-time control strategies. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 2298–2300, 2009.

GUO, J.; ZHANG, L.; CHEN, W.; MA, F.; LIU, H.; TIAN, Y. The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. **Bioresource Technology**, v. 133,

p. 59–67, 2013.

GUPTA, A. B., GUPTA, S. K. Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an Aerobic RBC biofilm. **Water Research**, v. 35, n. 7, p. 1714–1722, 2001.

HAGOPIAN, D.S.; RILEY, J. G. A closer look at the bacteriology of nitrification. **Aquacultural Engineering**, v. 18, p. 223 – 244, 1998.

HE, S. B.; XUE, G.; WANG, B. Z. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of hazardous materials**, v.24, n. 2-3, p. 704-710, 2009.

HELLINGA, C., SCHELLEN, A. J. C., MULDER, J. W., van LOOSDRECHT, M. C. M., HEIJNEN, J. J. The Sharon Process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium rich waste water. **Water Science Technology**, v. 43, p. 127-134, 1998.

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.

HWANG, S., JANG, K., JANG, H., SONG, J., BAE, W. Factors affecting nitrous oxide production: a comparison of biological nitrogen removal processes with partial and complete nitrification. **Biodegradation**, v. 17, p. 19–29, 2006.

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.

JETTEN, M. S. M., STROUS, M., VAN DE PAS-SCHOONEN, K. .T, SCHALK, J., VAN DONGEN, U. G. J. M., VAN DE GRAAF, A. A., LOGEMANN, S., MUYZER, G., LOOSDRECHT, M. C. M., KUENEN, J. G. The anaerobic oxidation of ammonium. **Microbiology Reviews**, v. 22, p. 421-437, 1999.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6 ed., Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES, 2011.

Kanda, R., Kishimoto, N, Hinobayashi, J., Hashimoto, T. Effects of recirculation rate of nitrified liquor and temperature on biological nitrification–denitrification process using a trickling filter **Water and Environment Journal**. v.30, p. 190-196, 2016.

KHIN, T., ANNACHHATRE, A. P. Novel microbial nitrogen removal processes. **Biotechnology Advances**, v. 22, p. 519–532, 2004

KNOWLES, R., Denitrification. **Microbiological Reviews**, v. 46, n. 1, p. 43-70, 1982.

KUAI, L., VERSTRAETE, W. Ammonium Removal by the Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification System. **Environmental Microbiology**, v. 64, n. 11, p. 4500–4506, 1998.

KURNIAWAN, T. A., LO, W., CHAN, G. Y. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. v. 129, p. 80–100, 2006.

LANGERGRABER, G., MUELLEGGER, E. Ecological Sanitation—a way to solve global sanitation problems? **Environment International**, v. 31, p. 433–444. 2005.

LEICK, S. A. **Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de esgoto sanitário em reator de leito estruturado com aeração intermitente.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 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 oxigen demand from sanitary sewage in a structured bed reactor. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 37, p. 1236-1243, 2017.

ROSS, B. Z. L., MARIN, C. A., MALAGHINI, C. C., FILHO, E. F., RODRIGUES, E. M. Relatório Técnico - Filtro ecológico paviservice / estação ambiente, para pós tratamento de UASB na ETE Colombo Sede, Colombo, Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2016.

LIM, J., SENG, C., LIM, P., NG, S., SUJARI, A. A. Nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor using polyurethane foam cubes of various sizes as carrier materials. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 9876–9883, 2011.

METCALF E EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** 4ed. New York, McGraw-Hill International Edition, 2003.

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.

MOUSSAVI, G., JAFARI, S. J., YAGHMAEIAN, K. Enhanced biological denitrification in the cyclic rotating bed reactor with catechol as carbon source. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 266–272, 2015.

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

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.

OLIVEIRA, J. G. B. **Operação combinada para tratamento de esgoto sanitário e pós tratamento de efluente de RALF em reator de leito estruturado com aeração intermitente**. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia de Alimentos), Universidade Estadual de Ponta Grossa, 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.

ONU **Water Statement on Water Quality - World Water Day 2010**, <http://www.unwater.org/downloads/unw_wwd_statement1.pdf>. Acesso em 07 novembro 2016.

PANTOJA FILHO, J. L. R. **Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio em reator aeróbio-anóxico de leito fixo (RAALF) aplicado ao pós tratamento de efluente de reator anaeróbio**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

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

PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: Abes, 2009.

QIAO, X. L., CHEN, Q. X., ZHANG, Z. J. Comparative study of nitrification performances of immobilized cell fluidized bed reactor and contact oxidation biofilm reactor in treating high strength ammonia wastewater. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 83, p. 84–90, 2008.

RAHIMI, Y.; TORABIAN A.; MEHRDADI N.; SHAHMORADI B. Simultaneous nitrification–denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR). **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 852–857, 2011.

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

ROSTRON, W. M., STUCKEY, D. C., YOUNG, A.A. Nitrification of high strength ammonia wastewaters: comparative study of Immobilisation media. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1169-1178, 2001.

SANTOS, C. E. D.; MOURA, R. B.; DAMIANOVIC M. H. R. Z.; 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**, v. 166, p. 519–524, 2016.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. – **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. 2ed., Rio de Janeiro: Interciência, 2013.

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.

SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A. STEINMETZ, R. L. R.; DRESSLER, V. L. O Processo anammox como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.12, p. 1289-1297, 2011.

SCHMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHMID, M.; BOCK, E.; FUERST, J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M.; STROUS, M. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 27, 2003

SEMA. **Resolução Conjunta Nº 021/2009**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providencias, para empreendimentos de saneamento.

SILVA, B. G. **Efeitos do tempo de aeração no desempenho de reator de leito estruturado e aeração intermitente na remoção de matéria orgânica e nitrogênio de afluente de reator UASB**. Dissertação (mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

SILVA, B. G., DAMIANOVIC, M. H. R. Z., FORESTI, E. Effects of intermittent aeration periods on a structured-bed reactor continuously fed on the post-treatment of sewage anaerobic effluent. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 41, p.1115-1120, 2018.

SUDARNO U., WINTE, J., GALLERT, C. Effect of varying salinity, temperature, ammonia and nitrous acid concentrations on nitrification of saline wastewater in fixed-bed reactors. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 5665–5673, 2011.

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.

SOBRINHO, P. A., TSUTIYA, M. T. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 2ed, São Paulo, Abes, 1999.

STROUS, M., HEIJNEN, J. J., KUENEN, A. J. G., JETTEN, M. S. M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Microbiology Biotechnology**, v. 50, p. 589-596, 1998.

TEKILE, A., KIM, I., KIM, J. Mini-review on river eutrophication and bottom improvement techniques, with special emphasis on the Nakdong River. **Journal of Environmental Sciences**, v. 30, p. 113-121, 2015.

TURK, O., MAVINIC, D. S. Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia. **Water Research**, v. 23, n. 1, p. 1383-1388, 1989.

VAN RIJN, J., TAL, Y., SCHREIER, H. J. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. **Aquacultural Engineering**, v.34, p. 364–376, 2006.

VILLAVERDE, S. Recent developments on biological nutrient removal processes for wastewater treatment. **Environmental Science and Bio/Technology**, V. 3, p.171–183, 2004.

VITÓRIA, J. A. R. **Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

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, p. 152, 2005.

WANG, H., WANG, H. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Natural Science**, v.19, p. 1445–1451, 2009

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.

WIEGAND, M. C., PIEDRA, J. I. G., DE ARAÚJO, J. C. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n.2, p. 415-424, 2016.

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 an intermittently-aerated structured-bed reactor. **Journal of Environmental Management**, v.154, p.145-150, 2015.

YAO, Y.; ZHANG, Q.; LIU, Y.; LIU, Z. Simultaneous removal of organic matter and nitrogen by a heterotrophic nitrifying – aerobic denitrifying bacterial strain in a membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 83–87, 2013.

YAMAGIWA, K., OOHIRA, Y., OHKAWA, A. Simultaneous removal of carbonaceous and Nitrogenous pollutants by a plunging liquid jet bioreactor with crossflow filtration operated under intermittent aeration. **Bioresource Technology**, v. 53, p 57-62, 1995.

YOO, K., AHN, K.H., LEE, H. J., LEE, K. H., KWAK, K. J., SONG, K. G. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently - aerated reactor. **Water Research**, v.33, n. 1, p. 145 - 154, 1999.

ZANETTI, L., FRISON, N., NOTA, E., TOMIZIOLI, M., BOLZONELLA, D., FATONE, F. Progress in real-time control applied to biological nitrogen removal from wastewater. A short-review. **Desalination**, v. 286, p. 1–7, 2012.

ZENG, R. J.; LEMAIRE, R.; YUAN, Z.; KELLER, J. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 84, n. 2, p. 170-178, 2003.

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.

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**, v. 19, p. 1043-1048, 2007.

ZHU, G., PENG, Y., LI, B., GUO, J., YANG, Q., WANG, S. Biological Removal of Nitrogen from Wastewater. **Environmental Contamination And Toxicology**, v. 192, p. 159-195, 2008.

ZINATIZADEH A. A. A. L., ASADI, A., SUMATHI S. Simultaneous removal of carbon and nutrients from an industrial estate wastewater in a single up-flow aerobic/anoxic sludge bed (UAASB) bioreactor. **Water Research**, v. 46, p. 4587-4598, 2012.

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.