



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

EUDOCIA CARLA OLIVEIRA DE ARAÚJO

TRATAMENTO BIOLÓGICO CONJUGADO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS COM
ÊNFASE NA REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO E NITROGENADO

CAMPINA GRANDE-PB

2019.

EUDOCIA CARLA OLIVEIRA DE ARAÚJO

**TRATAMENTO BIOLÓGICO CONJUGADO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS COM
ÊNFASE NA REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO E NITROGENADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, em cumprimento aos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Aldre Jorge Morais Barros

CAMPINA GRANDE – PB

2019

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

A659t Araújo, Eudocia Carla Oliveira de.
Tratamento biológico conjugado de resíduos líquidos com ênfase na remoção de material orgânico e nitrogenado [manuscrito] / Eudocia Carla Oliveira de Araújo. - 2019.
55 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2019.
"Orientação : Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
"Coorientação: Prof. Dr. Aldre Jorge Morais Barros, UFCG - Universidade Federal de Campina Grande"
1. Lixiviado de Aterro Sanitário. 2. Resíduos líquidos. 3. Reator UASB. 4. Filtro Biológico Percolador. I. Título
21. ed. CDD 628.43

EUDOCIA CARLA OLIVEIRA DE ARAÚJO

TRATAMENTO BIOLÓGICO CONJUGADO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS COM
ÊNFASE NA REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO E NITROGENADO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, em cumprimento aos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Aprovada em 25 de Fevereiro de 2019.

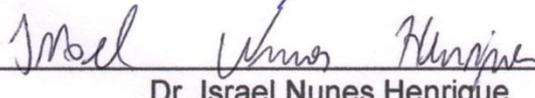
BANCA EXAMINADORA



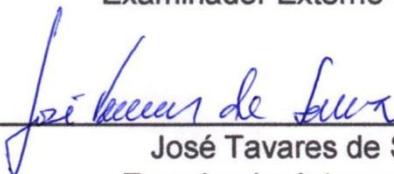
Dr. Valdeir Duarte Leite
Orientador UEPB



Dr. Aldre Jorge Morais Barros
Coorientador - UFCG



Dr. Israel Nunes Henrique
Examinador Externo – UFOPA



José Tavares de Sousa
Examinador Interno - UEPB

Campina Grande, 2019.

*Dedico esse trabalho à minha querida
mãe Socorro e ao meu esposo Fábio por
todo amor, ensinamento, esforço e
dedicação nessa caminhada.*

AGRADECIMENTOS

À DEUS, por estar sempre presente em minha vida, sendo minha força e inspiração para seguir, mesmo nos momentos mais difíceis dessa jornada.

A minha mãe Socorro, minhas tias Cida e Cícera por todo amor, carinho e confiança que vocês depositaram em mim. Obrigada por tudo!

Aos meus amados irmãos, Francinaldo (*in memoriam*), Léa, Sebastian e Josenildo pelo amor, amizade e por sempre acreditar em mim.

Ao meu esposo Fábio por todo amor, confiança, paciência e por sempre me apoiar em todos os momentos.

A todos os familiares que sempre me deram força, oraram por mim e me apoiaram em todos os momentos.

Aos meus orientadores Professor Valderi Duarte Leite e Aldre Jorge Morais Barros pela orientação, oportunidade, paciência e amizade.

A todos os Professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), que contribuíram para minha formação.

As minhas amigas Julya Karolline e Jéssika Lorena pela parceria, amizade, carinho e companheirismo.

As minhas amigas Wilza e Elaine por toda ajuda, carinho, amizade, incentivo, e por todo apoio nos momentos mais difíceis.

A minha querida turma do PPGCTA (Julya, Jéssika, Eliane, Célia, Vanessa, Tardelli, Ana Alice, Jayne, Renally, Valneli, Vinícius, Milena, Daniele, Érika, Kelly, Larissa, Alvânia, Edson, Ivanise, Jacob, Thales e Johan) por todo carinho, respeito e amizade.

A Gabrielly, Evelyne, Agnis, Aluska e Jéssica por toda ajuda na realização desse trabalho.

Aos amigos da Extrabes, Seu Marcone, Virgínia, Vanderlei, Catarina, Seu Marcos, Dona Marleide, obrigada!

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.

A todas as pessoas que de algum modo contribuíram para realização desta pesquisa, muito obrigada!

RESUMO

ARAÚJO, Eudocia Carla Oliveira. **TRATAMENTO BIOLÓGICO CONJUGADO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS COM ÊNFASE NA REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO E NITROGENADO**. 56 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) – Universidade Estadual da Paraíba. 2018.

O Lixiviado de aterro sanitário é um resíduo líquido que apresenta uma diversidade de compostos químicos. O nitrogênio amoniacal e a matéria orgânica de difícil biodegradação são considerados os constituintes de maior preocupação no lixiviado. As altas concentrações desses constituintes dificultam o estabelecimento de um processo de tratamento adequado, e se lançados sem tratamento prévio causam grandes problemas ambientais. Diante do exposto, o objetivo desse trabalho foi estudar o tratamento biológico conjugado do lixiviado do aterro sanitário da Cidade de João Pessoa – Paraíba mais esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro biológico percolador mais reator anóxico, focando na remoção de matéria orgânica e nitrogenada. Os reatores eram alimentados com substrato constituído por lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em proporções que propiciassem a formação do substrato com concentração média de nitrogênio amoniacal de 150 mg.L^{-1} . O reator UASB foi operado com TDH de 6 h e carga orgânica volumétrica de $3,0 \text{ kgDQO/m}^3\text{.dia}$. O filtro biológico percolador (FBP) era alimentado em fluxo intermitente e o tempo de duração de cada ciclo era de 06 horas. O reator anóxico tinha volume total de 17,5 L e TDH de 24 h. O sistema apresentou remoções de DQO total de 69% e DQO filtrada de 57%. Foram observadas baixas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal durante a etapa de nitrificação no FBP, produzindo efluente com concentração média de 139 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal e, conseqüentemente, baixas concentrações de nitrito e nitrato. Foi observada redução do nitrato durante a etapa de desnitrificação no reator anóxico, produzindo efluente com concentração de $0,88 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato.

Palavras-chave: lixiviado de aterro sanitário; reator anóxico; reator UASB; Filtro Biológico Percolador.

ABSTRACT

Landfill leachate is a liquid waste that exhibits a diversity of chemical compounds. Ammoniacal nitrogen and organic matter with difficult biodegradation are considered the most important constituents of leachate. The high concentrations of these constituents make it difficult to establish an adequate treatment process, and if launched without previous treatment, cause great environmental problems. In view of the above, the objective of this work was to study the conjugated biological treatment of leachate from the sanitary landfill of the city of João Pessoa - Paraíba plus domestic sewage in a UASB reactor followed by a percolating biological filter plus an anoxic reactor, focusing on the removal of organic and nitrogenous matter. The reactors were fed with substrate consisting of landfill leachate and domestic sewage in proportions that allowed the formation of the substrate with a mean ammoniacal nitrogen concentration of 150 mg.L⁻¹. The UASB reactor was operated with 6 hr TDH and volumetric organic load of 3.0 kg COD / m³.day. The percolating biological filter (FBP) was fed in intermittent flow and the duration time of each cycle was 06 hours. The anoxic reactor had a total volume of 17.5 L and TDH of 24 h. The system showed removals of total COD of 69% and filtered COD of 57%. Low ammonia nitrogen removal efficiencies were observed during the nitrification step in the FBP, producing effluent with a mean concentration of 139 mg.L⁻¹ of ammoniacal nitrogen and, consequently, low concentrations of nitrite and nitrate. A nitrate reduction was observed during the denitrification step in the anoxic reactor, producing effluent with a concentration of 0.88 mg.L⁻¹ nitrate.

Keywords: landfill leachate; anoxic reactor; UASB reactor; Biological Filter Percolator.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Aterro Sanitário de João Pessoa – PB.....	31
Figura 2. Planta baixa do sistema experimental.....	33
Figura 3. Comportamento do pH no sistema de tratamento.....	38
Figura 4. Concentração de alcalinidade total no sistema de tratamento.....	39
Figura 5. Concentração de ácidos graxos voláteis no sistema de tratamento....	40
Figura 6. Concentração de nitrogênio amoniacal no sistema de tratamento.....	41
Figura 7. Balanço de nitrogênio no sistema de tratamento.....	42
Figura 8. Concentração de DQO total e DQO filtrada no sistema de tratamento.....	43
Figura 9. Concentração de sólidos suspensos totais no sistema de tratamento.	45
Figura 10. Concentração de sólidos suspensos voláteis no sistema de tratamento.....	46
Figura 11. Concentração de fósforo total no sistema de tratamento.....	47
Figura 12. Concentração de ortofosfato no sistema de tratamento.....	48
Figura 13. Concentração de nitrito e nitrato no sistema de tratamento.....	49

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Sistemas de tratamento de lixiviado de aterro sanitário desenvolvidas no Brasil e no mundo.....20
- Tabela 2.** Distribuição temporal dos ciclos aplicados ao filtro biológico percolador.....35
- Tabela 3.** Caracterização química do lixiviado de aterro sanitário, do esgoto doméstico e do substrato utilizado no sistema de tratamento.....36

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

pH: Potencial Hidrogeniônico

AT: Alcalinidade Total

AGV: Ácidos Graxos Voláteis

DQO Total: Demanda Química de Oxigênio Total

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio

NTK: Nitrogênio Total Kjeldhal

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket

CH₄: Metano

CO₂: Dióxido de Carbono

OD: Oxigênio Dissolvido

EXTRABES: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário

FBP: Filtro Biológico Percolador

N-NH₃: Gás Amônia

N-NH₄⁺: Nitrogênio Amoniacal

N-NO₂⁻: Nitrito

N-NO₃⁻: Nitrato

PT: Fósforo total

P-PO₄³⁻: Ortofosfato

SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

SST: Sólidos Suspensos Totais

LAS: Lixiviado de Aterro Sanitário

TDH: Tempo de detenção hidráulica

BON: Bactérias Oxidadoras de Nitrito

BOA: Bactérias Oxidadoras de Amônia

HAO: Hidroxilamina Oxireductase

NOR: Nitrito Oxireductase

AMO: Amônio Monooxygenase

RA: Reator Anóxico

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo Geral	13
2.2 Objetivos Específicos	13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário	14
3.2 Tratamento Biológico de Lixiviado de Aterro Sanitário	16
3.3 Processo de remoção biológica de nitrogênio em Lixiviado de Aterro Sanitário	21
3.4 Remoção Biológica de Nitrogênio	21
3.4.1 Amonificação	22
3.4.2 Nitrificação	22
3.4.3 Fatores intervenientes na nitrificação	24
3.4.4 Desnitrificação	26
4 MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1 Local de Realização da Pesquisa	30
4.2 Lixiviado de Aterro Sanitário	30
4.3 Substrato	31
4.4 Sistema Experimental	31
4.5 Procedimentos Analíticos	34
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1 Substrato: aspectos gerais	35
5.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)	36
5.3 Alcalinidade Total	38
5.4 Ácidos Graxos Voláteis	39
5.5 Nitrogênio Amoniacal	40
5.6 Demanda Química de Oxigênio	42
5.7 Sólidos Suspensos Totais	43
5.8 Sólidos Suspensos Voláteis	44
5.9 Fósforo Total e Ortofosfato	45
5.10 Nitrito e Nitrato	47
6 CONCLUSÕES	50
REFERÊNCIAS	51

1 INTRODUÇÃO

A disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados nas atividades humanas vem há muitos anos se tornando um sério problema ambiental e de saúde pública. A disposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários contribui para minimização dos danos ao meio ambiente. No entanto, durante a biodegradação dos compostos orgânicos presente nos resíduos ocorre a formação de um resíduo líquido denominado lixiviado de aterro sanitário (YAO, 2013). O lixiviado de aterro sanitário é considerado um resíduo líquido que apresenta elevada concentração de nitrogênio amoniacal, matéria orgânica recalcitrante e dependendo da composição química dos resíduos sólidos, significativas concentrações de metais pesados (BRITO *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2015).

A diversidade de constituintes presentes no lixiviado de aterro sanitário confere ao mesmo elevado nível de poluição. Seu descarte sem tratamento prévio pode causar sérios problemas ambientais, tais como, contaminação do lençol freático, diminuição do oxigênio dissolvido e eutrofização dos corpos d'água receptores (PI *et al.*, 2009).

Estudos sobre o tratamento do lixiviado estão sendo desenvolvidos, porém, devido à sua complexidade e ao elevado custo para atingir os padrões de descarte, seu tratamento pode ser considerado um problema. Dessa forma, faz-se necessário a busca por tecnologias simples e sustentáveis que possibilitem um tratamento viável do ponto de vista econômico e ambiental.

De acordo com Renou *et al.*, (2008), o tratamento do lixiviado pode ser físico, químico e biológico, ou a combinações destes. Geralmente, as tecnologias de tratamento biológico para lixiviados de aterros sanitário são normalmente combinadas para garantir maior eficiência de remoção de poluentes objetivando alcançar os limites estabelecidos pela legislação ambiental. Dessa forma, o tratamento conjugado com esgotos domésticos é uma das alternativas apontadas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário (FERRAZ *et al.*, 2014). O tratamento conjugado objetiva a diluição do lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico possibilitando o seu tratamento biológico, o qual é preferencialmente adotado em virtude do baixo custo e facilidade de operação (OLIVEIRA *et al.*, 2015).

Os processos de tratamentos biológicos geralmente têm sido estudados e aplicados na remoção da matéria orgânica e nitrogênio amoniacal presentes nos lixiviados (MASSAROTTO, 2010).

O tratamento anaeróbico tem demonstrado ser um processo útil para tratar lixiviados (ABDELGADIR et al., 2014). Sistemas anaeróbios conhecidos como reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) estão sendo empregados com sucesso no tratamento de lixiviados de aterro sanitário, possibilitando remoção de DQO 65-76% e remoção de DBO₅ acima de 90% (CHERNICHARO, 2007). Esses sistemas apresentam vantagens, tais como: a baixa produção de lodo, redução dos custos de tratamento, baixa demanda energética, uma vez que não requer equipamentos de aeração para o suprimento de oxigênio, como também a produção de metano (XIE et al., 2014). Os sistemas de tratamento anaeróbios caracterizam-se por apresentar elevada eficiência de remoção de material orgânico, porém, são ineficientes na remoção de nutrientes e patógenos, necessitando de um pós-tratamento.

Desse modo, o uso combinado de processo anaeróbico aeróbico e anóxico pode ser uma alternativa eficiente, possibilitando a redução simultânea de material orgânico e nitrogenado (RENOU et al., 2008). Dessa forma, a associação de reatores UASB e filtros biológicos percoladores (FBP) torna-se uma alternativa atraente, uma vez que os FBP possuem vantagens relevantes em relação a outros sistemas aeróbios, tais como: baixa demanda energética e a menor complexidade em termos de equipamentos, resultando em maior simplicidade operacional, resistência a choques de carga e toxicidade por parte da biomassa, sendo essa uma típica característica dos sistemas com biofilmes (ALMEIDA et al., 2011).

O presente trabalho objetivou investigar o desempenho de um sistema constituído por reator UASB (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente), Filtro Biológico Percolador e Reator Anóxico no tratamento biológico conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, com ênfase na remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, de forma a atender os padrões de lançamento em corpos aquáticos, estabelecido pela Resolução 430/2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho de um sistema biológico anaeróbio-aeróbio-anóxico no processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica no reator UASB com substrato constituído por lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico;
- Avaliar o desempenho do Filtro Biológico Percolador (FBP) em relação ao processo de nitrificação, alimentado com o efluente do reator UASB;
- Avaliar o processo de desnitrificação do efluente do filtro biológico percolador no reator Anóxico.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário

O aterro sanitário é o principal método de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU), e está entre os métodos mais acessíveis e aceitáveis em termos de saúde pública e proteção ambiental para a disposição final de resíduos sólidos. Um dos problemas ambientais mais sérios relacionados ao aterro sanitário é a geração de lixiviados.

Uma vez aterrados, os RSU degradam-se por meio de uma série de processos físico-químicos e biológicos combinados. A biodegradação dos resíduos sólidos somada a umidade dos resíduos e associado a precipitação pluviométrica que infiltra e percola pela massa de resíduos aterrados formam o lixiviado (YAO, 2013). Este resíduo líquido apresenta elevada concentração de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e compostos orgânicos de difícil degradação, como as substâncias húmicas e fúlvicas (KJELDSEN *et al.*, 2002; RENOU *et al.*, 2008), podendo conter ainda metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos (BRITO *et al.*, 2012).

O lixiviado de aterro sanitário pode ser caracterizado como um líquido que contém quatro grupos de constituintes: matéria orgânica dissolvida, constituintes inorgânicos (amônia, cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro, sulfatos, cloretos), metais pesados (cádmio, cobre, chumbo, zinco, níquel) e materiais tóxicos, como compostos orgânicos xenobióticos. As características físicas, químicas e biológicas do lixiviado dependem de uma série de fatores, tais como o tipo e a composição do RSU aterrados, o estágio da decomposição do RSU, o clima, a variação sazonal, a hidrologia do local e as condições dentro do aterro, como projeto e operação, pH e teor de umidade (KJELDSEN *et al.*, 2002; RENOU *et al.*, 2008; LANGE; AMARAL, 2009; BAIG *et al.*, 2014).

Compostos orgânicos refratários e nitrogênio amoniacal são os constituintes principais presentes no lixiviado (KJELDSEN *et al.*, 2002). O nitrogênio amoniacal no lixiviado (tipicamente 500 e 2000 mg N-NH₃/L) é considerado um problema decorrente do lixiviado. A concentração de nitrogênio amoniacal é crescente ao longo do tempo, tornando-se a maior preocupação no lixiviado em longo prazo (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Conforme o tempo passa, os resíduos passam por sucessivas etapas de degradação e estabilização, e parâmetros como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), relação DBO/DQO, nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$) e pH variam consideravelmente (KJELDSEN et al., 2002).

Durante a vida útil de um aterro sanitário o lixiviado sofre diversas alterações em sua composição. De acordo com o estágio de degradação dos resíduos o aterro pode ser classificado como novo, intermediário e estabilizado. O lixiviado jovem é caracterizado por baixos valores de pH, altas concentrações de material orgânico biodegradável, como ácidos graxos voláteis (AGVs) e, como resultado, tem uma alta relação DBO/DQO, além da elevada concentração de nitrogênio orgânico e amoniacal (WANG et al, 2006). Porém, nos lixiviados provenientes dos aterros mais antigos, na fase metanogênica de decomposição dos resíduos, a concentração de matéria orgânica biodegradável diminui significativamente, ou seja, a maior parte da DBO, que é a porção biodegradável da DQO, é decomposta no processo de estabilização (KJELDSEN, et al., 2002).

O lixiviado estabilizado por ser caracterizado por elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica recalcitrante (por exemplo, ácidos húmicos), apresentando profundas implicações para a eficiência de diferentes tecnologias de tratamento. Devido aos riscos potenciais impostos pelo lixiviado de aterro sanitário aos ecossistemas aquáticos, as agências reguladoras ambientais são forçadas a implementar padrões cada vez mais rigorosos em relação à descarga direta de lixiviados em um corpo de água receptor. Para atender a esses padrões de qualidade mais rigorosos, o tratamento no local do lixiviado torna-se interessante e a seleção de uma tecnologia de tratamento apropriada ainda mais. No entanto, a variabilidade na quantidade e qualidade do lixiviado torna complicado o projeto de um sistema de tratamento.

O lixiviado gerado em aterros sanitários pode causar danos ambientais significativos, tornando-se um grande risco de poluição quando entra em contato com o solo ou águas superficiais e subterrâneas. Um desses problemas é causado pela infiltração da água da chuva e o subsequente movimento do lixiviado para o solo. Este lixiviado geralmente contém alta concentração de matéria orgânica e íons inorgânicos, incluindo nitrogênio amoniacal e metais pesados. Portanto, a fim de evitar danos ambientais, o lixiviado de aterro sanitário deve ser coletado adequadamente e tratado antes de ser descarregado (PARKES et al., 2007). Os métodos de tratamento de

lixiviado de aterro sanitário tem como principal objetivo reduzir a concentração de nitrogênio amoniacal e o conteúdo orgânico no lixiviado para que ele possa ser descartado com segurança.

3.2 Tratamento Biológico de Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado de aterro sanitário é um efluente complexo com composição variável ao longo do tempo de vida útil de um aterro sanitário. As tecnologias convencionais para o tratamento de lixiviado podem ser divididas em dois grupos: processos biológicos e processos físico-químicos. Os processos biológicos usam microrganismos para reduzir o conteúdo de material orgânico e nitrogenado presentes no lixiviado. Processos de tratamento físico-químicos são frequentemente usados como pré-tratamento para etapas biológicas ou para remover compostos específicos (KURNIAWAN et al., 2006).

Com as modernas opções de tratamento, é possível atingir alta qualidade do efluente, no entanto, nem sempre é possível aplicar essas opções por razões econômicas (RENOU et al., 2008). Um método comum para tratar o lixiviado de aterro sanitário seria descarregá-lo em uma estação de tratamento de águas residuárias municipais. No entanto, uma estação de tratamento de lixiviados é dispendiosa e é importante considerar tanto a eficiência quanto o custo do tratamento. Tendo em vista a viabilidade, eficiência e economia, processos biológicos que consistem em lodo ativado, biorreator de membrana, reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), reator sequencial em batelada (SBR) podem ser utilizados, pois os mesmos desempenham um papel importante na remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterro sanitário (BODZEK et al., 2006; BERGE et al., 2006).

O tratamento biológico é amplamente empregado para remover a maior parte da DQO no lixiviado, e pode ser dividido em tratamento anaeróbio e aeróbio. Uma combinação de processos aeróbios, anaeróbios e anóxicos são utilizados para o tratamento biológico. O tratamento biológico do lixiviado geralmente resulta em baixa eficiência devido à alta demanda química de oxigênio (DQO), alto teor de nitrogênio amoniacal e também à presença de compostos tóxicos, como metais pesados (PRIMO et al., 2008). A combinação de tratamentos anaeróbio, aeróbio e anóxico é mais popularmente usada para alcançar uma eficiência maior no tratamento do lixiviado de aterro sanitário (SARTAJ et al., 2010).

O processo anaeróbio sozinho ou combinado com outros processos é uma tecnologia consolidada para o tratamento de águas residuárias domésticas, principalmente em países com condições climáticas favoráveis, que permitem alta biodegradabilidade, o que representa uma vantagem técnica e econômica, uma vez que nestes processos há uma redução real de matéria orgânica, redução da produção do lodo digerido no reator anaeróbio, menores exigências de área em comparação com outros métodos e geração de um subproduto altamente energético, como o metano contido no biogás; além disso, apresentam baixa ou nenhuma exigência de insumos químicos, dadas as condições adequadas de pH, alcalinidade e nutrientes (FORESTI, 2002).

Desta forma, o tratamento de lixiviados de aterro sanitário incorporados aos sistemas de tratamento anaeróbio de águas residuárias domésticas tornou-se uma prática ampliada em países onde se mostrou adequado para o tratamento de águas residuárias domésticas, por ser uma alternativa viável e eficiente, com maior simplicidade operacional e menores custos de implantação, operação e manutenção, nos quais a degradação da matéria orgânica presente no lixiviado é favorecida pela diluição e adaptabilidade do processo biológico (DEL BORGHI et al., 2003).

Os processos aeróbios são adequados apenas para lixiviados que apresentem constituintes facilmente biodegradáveis. O processo aeróbio necessita de um tempo de aeração mais longo e um reator maior e produzem uma quantidade maior de lodo, porém, são favoráveis na remoção de amônio. Portanto, tem sido mais atraente a utilização de sistemas anaeróbios e aeróbios combinados para remoção simultânea de DQO e amônio (IM et al., 2001; AGDAG; SPONZA, 2005).

Porém, a persistência do nitrogênio amoniacal no lixiviado é um desafio. Embora a fração orgânica do lixiviado seja significativamente reduzida em aterros sanitários, o $N-NH_3$ acumula-se porque não há via de degradação de amônio em sistemas anaeróbios. As concentrações aumentadas de amônia intensificam a toxicidade do lixiviado, necessitando de tratamento do lixiviado antes do descarte final para proteger as águas superficiais e subterrâneas. O uso de processos biológicos de remoção de nitrogênio, como nitrificação e desnitrificação, seria vantajoso, já que a remoção completa de nitrogênio pode ser alcançada.

No Brasil, pesquisas estão sendo desenvolvidas objetivando o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário em estações de tratamento de esgoto sanitário, os quais estão sendo aplicados em São Paulo (SP), Porto Alegre (RS), Rio

de Janeiro (RJ) e Juiz de Fora (FACCHIN *et al*, 2000; FERREIRA *et al*, 2005; PAGANINI; BOCCHIGLIERI; LOPES, 2003).

Porém, o tratamento ideal para o lixiviado de aterro sanitário, com o objetivo de reduzir os impactos negativos ao meio ambiente ainda é um desafio. Por apresentar uma grande variabilidade de seus constituintes, o que torna mais oneroso o seu tratamento, é necessário avaliar cada caso e adotar o sistema de tratamento mais adequado para cada tipo de lixiviado, segundo suas características e os padrões de lançamento que devem ser alcançados.

As mudanças na qualidade do lixiviado ao longo do tempo mostram que uma caracterização feita hoje talvez não seja mais válida dentro de alguns meses. Dessa forma a caracterização do lixiviado é uma etapa essencial para um adequado sistema de tratamento. O que se observa é que os constituintes do lixiviado só se estabilizam quando o aterro está na fase metanogênica estável. A caracterização do lixiviado tem como objetivos: permitir estimativas dos impactos causados caso ele seja lançado ao meio ambiente e, fornecer subsídios na escolha do sistema de tratamento.

O tratamento de lixiviados por processos biológicos incluindo tratamento conjugado com águas residuárias domésticas pode ser uma estratégia eficiente. Devido ao baixo custo operacional e a fácil manutenção, o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com águas residuárias municipais parece uma alternativa promissora. Até agora, esta solução tem sido utilizada com sucesso para o tratamento de lixiviados jovens e intermediários (principalmente em uma relação volumétrica de até 10%) (RENOU *et al.*, 2008; FERRAZ *et al.*, 2016).

Na Tabela 1 estão apresentadas resultados sobre sistemas de tratamento de lixiviado de aterro sanitário nos últimos anos.

Tabela 1: Sistemas de tratamento de lixiviado de aterro sanitário desenvolvidas no Brasil e no mundo.

Referência	Tipo de Tratamento	Processo	Condições Operacionais
Chen et al., (2008)	Reator anaeróbio-aeróbio	Biológico	Eficiência total de remoção de DQO de 91% e mais de 97% da eficiência total de remoção de N-NH ₄
Torres (2009)	Reator UASB	Biológico	Para uma concentração de LAS de 5%, a eficiência média de remoção de DQO obtida no ensaio de foi de 70% destacando-se a baixa concentração de amônia presente no lixiviado em questão.
Barba et al., (2010)	Reator UASB	Biológico	Para 10% de LAS, a DQO foi de 62%. Para 20%, a remoção de DQO foi de 37%. Para 30%, a remoção de DQO foi de 28%. Para o tratamento puro do lixiviado, a eficiência de remoção de DQO foi igual a 18%.
García; Cardona-Gallo (2013)	Sistema anaeróbio-aeróbio	Biológico	Remoção de NH ₄ ⁺ de 95%, demonstrando a eficiência do sistema e a viabilidade do processo de nitrificação
Silva; Leite (2014)	UASB seguido de filtro aeróbio Percolador	Biológico	Os resultados obtidos com a utilização do reator UASB, seguido de filtro aeróbio percolador, para tratar a mistura de lixiviado/esgoto, apresentaram uma eficiência de remoção de DQO que variou de 60 a 76%.
Ferraz et al., (2014)	Stripping de ar em um biofiltro aeróbio submerso (BAS).	Físico-químico e Biológico	Os melhores resultados foram com a proporção de 2%, com eficiência de remoção de DQO de 80%.
Torobi et al., (2015)	Sistema anaeróbio aeróbio com algas	Biológico	Remoção de mais de 90% de DQO e amônio.
Oliveira et al., (2015)	UASB e Filtro Biológico Percolador	Biológico	As eficiências de remoções de DQO total nos dois reatores foram de 85%, 57% e 89% para as etapas 1, 2 e 3, respectivamente.

Ferraz et al., (2016)	Stripping de ar e Lodo ativado	Físico-químico e Biológico	As melhores eficiências de remoção foram obtidas para uma razão de 2% de LAS, com eficiência de remoção de DQO 70%.
Rietow (2018)	Stripping de amônia e reator UASB	Físico-químico e Biológico	LAS bruto (2, 5 e 10%) com eficiência de remoção de 59, 55 e 51 %. LAS pré-tratado (5, 10 %) com eficiência de remoção de 67 e 63 %.
Miorim (2018)	Reator UASB	Biológico	As eficiências de remoção de DQO variaram de 27,1-63,6 % na fase 1, de 33,7-54,7 % na fase 2; e de 22,9-32,3 % na fase 3.

FONTE: Próprio autor (2018).

Ao analisar esses trabalhos, constata-se que, de forma geral, os tratamentos para lixiviado de aterro sanitário apresentam melhores eficiências quando são combinados com outros sistemas. Pesquisas sobre o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com águas residuárias têm sido realizadas no Brasil e no mundo. Porém, existem muitos questionamentos quanto a proporção volumétrica de lixiviado que pode ser usada e as interferências que o lixiviado pode vir a causar quando lançado em uma estação de tratamento de águas residuárias.

Geralmente, os valores das relações sempre se apresentam abaixo de 20%. Relações próximas de 10% de LAS geralmente denotam eficiências medianas de remoção de DQO em tratamentos biológicos (entre 40 a 50%). Alguns estudos estabelecem que o limite da relação volumétrica entre lixiviado de aterro sanitário e esgoto não pode ultrapassar 2% (TORRES et al., 2009).

Tratando-se especificamente do tratamento conjugado em sistemas anaeróbios, relações volumétricas acima de 10% têm apresentado eficiências de remoção de matéria orgânica inferiores a 50% (FUYEO *et al.*, 2003)

Estudos futuros com reatores biológicos tratando lixiviado de aterro sanitário devem contemplar um maior tempo de monitoramento para que seja avaliado o que as alterações na composição do lixiviado podem causar na eficiência desse sistema de tratamento.

3.3 Processo de remoção biológica de nitrogênio em Lixiviado de Aterro Sanitário

As formas mais comuns de nitrogênio presentes no lixiviado de aterro sanitário são o nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico. Outras formas de nitrogênio, como nitrito e nitrato, aparecem em menores concentrações no lixiviado devido ao ambiente anaeróbico das células do aterro sanitário.

Grande parte da amônia presente no lixiviado é advinda do processo de degradação da matéria orgânica no aterro sanitário. Os principais compostos orgânicos nitrogenados que servem como fonte de amônia são as proteínas. Durante a degradação anaeróbica, as proteínas sofrem o processo de hidrólise e, então, são transformadas em aminoácidos. Os aminoácidos, por sua vez, passam pelo processo de desaminação, sendo então liberados para o meio o grupo amina na forma de amônia ionizada. Parte dessa amônia é então incorporada no crescimento celular dos microrganismos e o seu excesso permanece no meio líquido (BARNES; BLISS, 1983).

A amônia pode ser caracterizada por ser uma molécula polar de grande solubilidade em água. Desse modo, em uma solução aquosa como o lixiviado, a amônia pode existir tanto na forma de íon amônio (N-NH_4^+) quanto na forma de amônia livre ou gás amônia (N-NH_3). A predominância de uma dessas formas está relacionada com o pH do meio, sendo que em níveis de pH básico há uma maior concentração de N-NH_3 . Já em níveis de pH ácido há uma maior concentração de N-NH_4^+ (METCALF & EDDY, 2016).

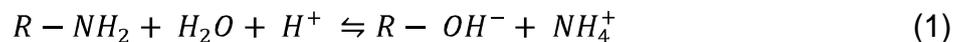
Os processos biológicos são eficientes na remoção de compostos orgânicos e nitrogenados em lixiviados de aterros novos. No caso de lixiviado de aterros antigos, devido ao fato da maior parcela de matéria orgânica presente ser de difícil biodegradação, principalmente os ácidos húmicos e fúlvicos, há limitações na eficiência do processo biológico (TATSI et al., 2003)

A remoção biológica de nitrogênio pode ser conseguida por meio da associação de três processos convencionais: amonificação, nitrificação e desnitrificação.

3.4 Remoção Biológica de Nitrogênio

3.4.1 Amonificação

O nitrogênio em águas residuárias encontra-se, quase que totalmente, na forma orgânica e amoniacal e, em menor quantidade, como nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-). A fração orgânica é formada por uréia, aminoácidos, proteínas. Por meio de um processo chamado hidrólise, o nitrogênio orgânico particulado é convertido em amônio ou amônia. Hidrólise é a conversão de material orgânico particulado em formas que são pequenas o suficiente para serem absorvidas e consumidas pelas bactérias. Na amonificação, a fração orgânica constituída de proteínas, aminoácidos e ureia é hidrolisada e convertida em nitrogênio amoniacal, como descrito na Equação 1. O processo de amonificação depende da parcela do nitrogênio orgânico presente nas águas residuárias.



A amônia (nitrogênio inorgânico) pode apresentar-se tanto na forma ionizada (N-NH_4^+) como na forma livre não ionizada (N-NH_3). Em ambiente anaeróbico, o íon amônio é predominante em pH próximo a 7 e temperatura entre 25 °C e 35 °C. A produção do íon hidroxila (OH^-) no processo de amonificação favorece o processo de nitrificação, o qual consome alcalinidade e conseqüentemente reduz o pH (METCALF; EDDY, 2016).

A amônia pode ser biologicamente removida de águas residuárias por meio de dois processos sequenciais, a nitrificação e a desnitrificação.

3.4.2 Nitrificação

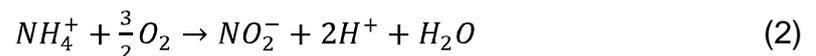
O processo de remoção de nitrogênio é controlado por reações bioquímicas. Essas reações bioquímicas fazem parte do ciclo do nitrogênio que ocorre na natureza. Neste ciclo, as bactérias convertem o material orgânico em nitrogênio amoniacal. As reações bioquímicas aeróbias resultam na oxidação da amônia em nitrito e, em seguida, de nitrito em nitrato. O processo bioquímico geral de oxidação de amônio (N-NH_4^+) para nitrito (N-NO_2^-) e finalmente para nitrato (N-NO_3^-) é conhecido como nitrificação. A nitrificação é realizada por um grupo de microrganismos conhecidos

como nitrificantes, e dentre estes fazem parte os domínios *Bacteria* e *Archaea* (MADIGAN et al., 2010), sendo o primeiro dividido em Bactérias Oxidadoras de Amônia (BOA) e Bactérias Oxidadoras de Nitrito (BON) (ZHU et al., 2008).

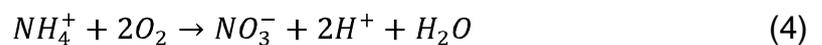
A remoção convencional de nitrogênio baseia-se na nitrificação autotrófica e na desnitrificação heterotrófica. Os microrganismos nitrificantes que oxidam nitrogênio amoniacal são quimioautotróficos, ou seja, microrganismos que utilizam o oxigênio como aceptor final de elétrons e o dióxido de carbono como fonte de carbono, e a energia é obtida por meio da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia (METCALF e EDDY, 2016).

As bactérias oxidadoras de amônia (BOA) são responsáveis pela nitritação. Na nitritação, as bactérias oxidam o nitrogênio amoniacal em nitrito ($N-NO_2^-$) (Equação 2) e, em seguida, na nitratação as bactérias oxidadoras de nitrito (BON) oxidam-o em nitrato ($N-NO_3^-$) (Equação 3) (METCALF e EDDY, 2003). Nesse processo ocorre a conversão de amônia a nitrato, mas não há remoção de nitrogênio, que é alcançada apenas na ausência de oxigênio, no processo de desnitrificação.

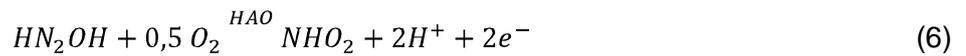
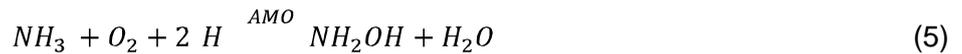
O processo geral de nitrificação é representado pela equação:



Reação Global (Equação 4):



No processo de oxidação de amônia a nitrato ocorre a participação de três enzimas, a amônio monooxygenase, a qual oxida a amônia para hidroxilamina, e em seguida esta é oxidada para nitrito pela enzima HAO (hidroxilamina oxireductase) (Equações 5 e 6) na etapa de nitritação. Na nitratação, o nitrito é oxidado a nitrato pelas bactérias oxidadoras de nitrito por meio da enzima NOR (nitrito oxireductase) (Equação 7) (ZHU et al., 2008).



Com base na reação de oxidação total (Equação 4), o oxigênio requerido para a oxidação completa da amônia compreende 4,57 g O₂/g N-NH₄⁺ oxidado, 3,43 g O₂/g N-NH₄⁺ para a oxidação de N-NH₄⁺ a N-NO₂⁻, e 1,14 g O₂/g N-NO₂⁻ para a oxidação de N-NO₂⁻ a N-NO₃⁻ (METCALF e EDDY, 2016).

Ao analisar a reação global de nitrificação observa-se que 2 moles de alcalinidade são consumidos por mol de N-NH₄⁺ oxidado. Dessa forma, considera-se que a oxidação de 1 g de amônia requer 7,14 g de alcalinidade em CaCO₃, ou seja, a nitrificação exerce uma demanda teórica de aproximadamente 7,14g CaCO₃/g N-NH₄⁺ oxidado.

A nitrificação produz ácidos e consome alcalinidade, de modo que a alcalinidade no sistema deve ser continuamente monitorada e, se necessário, ajustada. As bactérias mais conhecidas na oxidação da amônia e do nitrito são as *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente, porém, gêneros como *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio*, e *Nitrosolobus* também são capazes de oxidar amônia a nitrito e gêneros como *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* e *Nitrocystis* são conhecidas como envolvidas na oxidação do nitrito a nitrato (MET CALF e EDDY, 2003).

3.4.3 Fatores intervenientes na nitrificação

Os principais fatores que interferem no processo de nitrificação são temperatura, pH, alcalinidade, concentração de oxigênio dissolvido (OD), concentração de nitrogênio amoniacal e a relação carbono/nitrogênio (C/N). Uma vez que a nitrificação completa é uma reação sequencial, os sistemas devem ser projetados para fornecer um ambiente adequado para o crescimento de ambos os grupos de bactérias nitrificantes. As bactérias nitrificantes se estabelecem sempre que seus nutrientes necessários, amônia e oxigênio existem.

A temperatura ótima para promover a nitrificação, deve estar entre 25 a 36°C. As bactérias oxidadoras de amônia crescem mais rapidamente em temperatura acima

de 15°C, e em temperaturas próximas à 25°C. As BOAs competem fortemente com as BON (PAREDES, et al., 2007). Com o aumento da temperatura o crescimento das bactérias do gênero *Nitrossomonas* pode ser alterado, excedendo ao crescimento das *Nitrobacter*, que são as principais oxidadoras de nitrito e conseqüentemente acumulando-o no sistema.

O valor do pH no reator tem um efeito significativo na velocidade de nitrificação. A etapa de nitrificação em seu primeiro estágio produz ácidos (íons de hidrogênio), o que pode provocar uma diminuição do pH e causar redução na taxa de crescimento das bactérias nitrificantes. As melhores eficiências de nitrificação são obtidas numa faixa de pH entre 6,5 e 8,5 (METCALF & EDDY, 2003). Além disso, o pH tem papel fundamental na proporção dos compostos nitrogenados e suas formas ionizadas, como, por exemplo, na relação amônio/amônia e nitrito/ácido nitroso. Com o pH abaixo de 7,0 há ocorrência de ácido nitroso e com o pH acima de 8,5 há predominância da amônia livre.

A nitrificação consome grandes quantidades de oxigênio (4,57 g de O₂ são consumidos para cada 1 g de amônia oxidada). De acordo com EPA (2003), na prática, a taxa de crescimento máxima das bactérias nitrificantes é atingida em concentrações de OD entre 2 e 2,5 mg/L. O não atendimento a esta concentração acarreta na redução da velocidade da reação, ao ponto de interromper totalmente o processo.

A eficiência do processo de nitrificação também pode ser afetada pela disponibilidade de material orgânico presente no efluente, sendo que quanto maior for a relação carbono/nitrogênio (C/N) maior será a disponibilidade dos microrganismos e a velocidade do processo (FU et al., 2009). Embora a biomassa heterotrófica não seja essencial para o estabelecimento das bactérias nitrificantes, os heterótrofos (microrganismos que utilizam carbono orgânico para a formação de tecido celular) se desenvolvem aderidos ao meio suporte. Como resultado, as bactérias heterotróficas quando em altas concentrações de material orgânico crescem muito mais rapidamente do que as bactérias nitrificantes, e dessa forma, podem interromper o processo de nitrificação. Uma redução na carga orgânica aplicada ao reator pode favorecer a nitrificação e possibilitar uma maior competitividade aos microrganismos autotróficos (nitrificantes) (EPA, 2003). Em termos de valores, a relação C/N ideal para a nitrificação é inferior a 3, e relações maiores a este valor podem interromper o processo pelo excesso de carbono (CALLADO; FORESTI, 2001).

Durante a nitrificação, a oxidação das formas amoniacais a nitrato ocorre por meio da liberação de íons H^+ ao meio, e desta forma o controle da alcalinidade é fundamental para que não haja interrupção do processo. Para equilíbrio do pH na faixa ideal (7,2) é necessário fornecer alcalinidade suficiente de $7,14g\ CaCO_3/g\ N-NH_4^+$ para garantir o tamponamento do sistema, sem causar prejuízos aos microrganismos pela redução do pH (METCALF; EDDY 2016). A escassez de alcalinidade no sistema impede a síntese de microrganismos nitrificantes por déficit de carbono inorgânico. A alcalinidade pode ser fornecida por fontes externas, ou ser retirada da combinação da nitrificação com outros processos biológicos, como a amonificação e a desnitrificação, os quais fornecem alcalinidade ao meio (METCALF, EDDY, 2003).

Altas concentrações de amônia livre ($N-NH_3$) pode ocasionar a inibição das bactérias oxidantes de amônia e das bactérias oxidantes de nitrito. O pH do reator e a temperatura das águas residuárias são os fatores que determinam a concentração de amônia livre em equilíbrio com $N-NH_4^+$. Dessa forma, é importante manter as condições operacionais do sistema para que o nível de amônia livre seja mantido baixo (KIM et al., 2006).

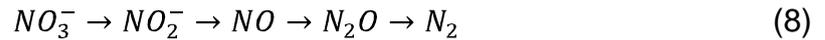
3.4.4 Desnitrificação

A desnitrificação é a transformação do nitrogênio na forma de nitrato para nitrogênio gasoso (N_2), a qual é realizada sobre condições anóxicas com geração de alcalinidade através de bactérias autotróficas ou heterotróficas (METCALF e EDDY, 2016).

Os compostos de nitrogênio (nitrito e nitrato) são reduzidos a nitrogênio gasoso por microrganismos que usam o nitrato como aceptor de elétrons e matéria orgânica como fonte de carbono e energia. A desnitrificação é conhecida como o passo final na remoção do nitrogênio amoniacal do sistema.

A desnitrificação pode ser efetuada por uma gama de microrganismos heterotróficos, tais como: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Paracoccus*, *Rhizobium*, *Pseudomonas*, *Spirillum* e *Víbrio* (METCALF & EDDY, 2016).

Essas bactérias oxidam o nitrato a formas mais reduzidas como óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio gasoso (N_2) (Equação 8):



Para que ocorra a nitrificação, e posterior desnitrificação via nitrato, em geral é necessário consumo de oxigênio dissolvido de 2,5 mg.L⁻¹. O nível de oxigênio dissolvido tem um impacto direto sobre os organismos desnitrificantes. À medida que o oxigênio dissolvido aumenta, a taxa de desnitrificação diminui. As concentrações de oxigênio dissolvido abaixo de 0,3-0,5 mg/L na zona anóxica são normalmente necessárias para conseguir uma desnitrificação eficiente. Se o oxigênio dissolvido e o nitrato estiverem presentes, a bactéria tenderá a usar o oxigênio dissolvido. Portanto, é importante manter os níveis de oxigênio dissolvido tão baixos quanto possível (EPA, 2003).

A etapa de desnitrificação requer uma fonte de matéria orgânica para impulsionar a reação de desnitrificação. A matéria orgânica pode ser na forma de água residuária, metanol, etanol ou outras fontes orgânicas. Quando essas fontes não estão presentes, a bactéria pode depender de reservas de carbono internas (endógenas) como matéria orgânica. A fase de respiração endógena pode sustentar um sistema por um tempo, mas pode não ser uma fonte consistente de carbono suficiente para conduzir a reação até a conclusão ou para operar às taxas necessárias para remover os níveis elevados de nitrato presentes no efluente nitrificado (EPA, 2003)

A faixa de pH ideal para a maioria dos sistemas de desnitrificação é de 7,0 a 8,5, porém o processo normalmente ocorrerá em uma faixa mais ampla, pH 6 – 9.

No processo de desnitrificação um equivalente de alcalinidade é produzido por um equivalente de N-NO₃⁻ reduzido, o que equivale à produção de 3,57 g de alcalinidade (como CaCO₃), por grama de N-NO₃⁻ reduzido, ou seja, aproximadamente a metade da quantidade consumida por nitrificação pode ser recuperada por desnitrificação (METCALF E EDDY, 2016).

Kim et al., (2006) estudaram o efeito da temperatura e da amônia livre na nitrificação de lixiviado de aterro sanitário em um reator de biofilme em escala semi-piloto. Foi observado pelos autores que a taxa de nitrificação para o lixiviado de aterro sanitário aumentou com a temperatura quando a amônia livre no reator estava abaixo do nível de inibição para os organismos nitrificantes. O lixiviado foi completamente

nitrificado até uma carga de 1,5 kg de N-NH_4^+ à 28 °C. Porém, a atividade das BON foi inibida pela amônia livre resultando em acúmulo de nitrito, diminuindo a atividade das BON em mais de 50%.

Agdag; Sponza (2008) estudaram o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em um sistema composto por reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), reator tanque agitado completamente aeróbio (CSTR) e reator anaeróbio/anóxico de manta de lodo. Foram obtidas remoções de N-NH_4^+ no reator aeróbio de 90%, enquanto a oxidação anaeróbia de amônia foi de 99% no reator anóxico. A eficiência de desnitrificação foi de 99% no mesmo reator. A remoção de nitrogênio total no sistema foi de 99%.

Huang et al., (2009) estudaram um sistema combinado consistindo de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) e biorreator anóxico/aeróbio para tratar lixiviado de aterro sanitário com alta concentração de amônia e baixa razão DQO/NT. Os resultados indicaram que a matéria orgânica foi removida pelo UASB, enquanto a amônia foi removida por meio de nitrificação no tanque anóxico/aeróbio. A eficiência de remoção de DQO atingiu 50% - 60%. A eficiência de remoção de N-NH_4^+ foi superior a 85% no reator aeróbio. Também os resultados revelaram que uma quantidade significativa de nitrogênio foi removida por desnitrificação no tanque anóxico. A taxa de remoção de nitrogênio total (NT) atingiu 60% -70%.

Yusof et al., (2011) estudaram a nitrificação de lixiviado de aterro sanitário jovem com alta concentração de N-NH_4^+ ($1080\text{-}2350 \text{ mg.L}^{-1}$) em um reator de lodo ativado. O sistema de nitrificação foi aclimatado com lixiviado sintético durante a operação do lote de alimentação para evitar a inibição do substrato antes de ser alimentado com lixiviado jovem. A nitrificação foi bem sucedida com uma remoção de amônio de aproximadamente 99% e 96% de conversão de N-NH_4^+ para N-NO_3^- .

Garcia; Cardona-Gallo (2012) investigaram a eficiência de um sistema de biofilme anaeróbio-aeróbio para conversão de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário. Os resultados mostraram um excelente desempenho do sistema, no qual a concentração de NO_3^- aumenta de $100 \pm 10 \text{ mg/L N-NO}_3^-$ para perto de $1000 \pm 100 \text{ mg/L N-NO}_3^-$. Quase 95% de remoção de N-NH_4^+ foi observada, demonstrando a eficiência do sistema.

Campos et al., (2013) avaliaram a tecnologia de *air stripping* na remoção de amônia de lixiviado de aterro sanitário. Nesse processo, o efeito do pH, alcalinidade e temperatura também foram investigados. Os melhores resultados foram obtidos a uma temperatura de 60 °C e foram independentes do valor de pH durante 7 horas de operação, sendo a remoção de nitrogênio amoniacal superior a 95%. Foi observado uma forte influência da alcalinidade do lixiviado na remoção de nitrogênio amoniacal; à medida que a alcalinidade diminuiu, a concentração de amônia também diminuiu devido à remoção prévia de CO₂, o que aumentou o pH e, conseqüentemente, favoreceu a remoção do N-NH₃.

Hu et al., (2017) estudaram um sistema aeróbio/Fenton/anóxico/aeróbio em escala piloto para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários. A taxa de remoção de N-NH₄⁺ excedeu 80%. Baseado no processo de nitrificação-desnitrificação, a taxa de remoção de nitrogênio total foi mantida em 65-85%.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de Realização da Pesquisa

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas do Laboratório da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba, localizada no Bairro do Tambor na cidade de Campina Grande - Paraíba.

4.2 Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado de aterro sanitário utilizado para a preparação do substrato foi coletado no Aterro Sanitário da região metropolitana de João Pessoa (PB). O Aterro Sanitário está localizado no Engenho Mussuré, na zona sul da cidade de João Pessoa, saída pra Recife, próximo a BR-101. Distante aproximadamente 5,0 km do bairro das Indústrias, centro urbano mais próximo da área e ocupa uma área de 100 hectares. O Aterro Sanitário faz parte de um consórcio de desenvolvimento intermunicipal formado pelas cidades de Bayeux, Santa Rita, Cabedelo, Lucena, Conde, João Pessoa e Cruz do Espírito Santo. O Aterro Sanitário teve sua operação iniciada em 5 de agosto de 2003 com uma vida útil de 21 anos. Na Figura 1, está sendo apresentada uma foto aérea do Aterro Sanitário da Cidade de João Pessoa.

Figura 1: Aterro Sanitário de João Pessoa - PB.



Fonte: Google Earth, 2018.

O lixiviado gerado nas células do aterro era disposto em lagoas de estabilização devidamente impermeabilizadas para acumulação destes líquidos e, posterior tratamento. O ponto de coleta do lixiviado bruto foi realizado na primeira lagoa de tratamento do lixiviado.

Após a coleta no aterro, o lixiviado foi transportado em caminhão tanque até as dependências da EXTRABES, devidamente armazenado em reservatórios de polietileno. O lixiviado de aterro sanitário era caracterizado, para em seguida ser utilizado na preparação do substrato para alimentação do reator UASB.

4.3 Substrato

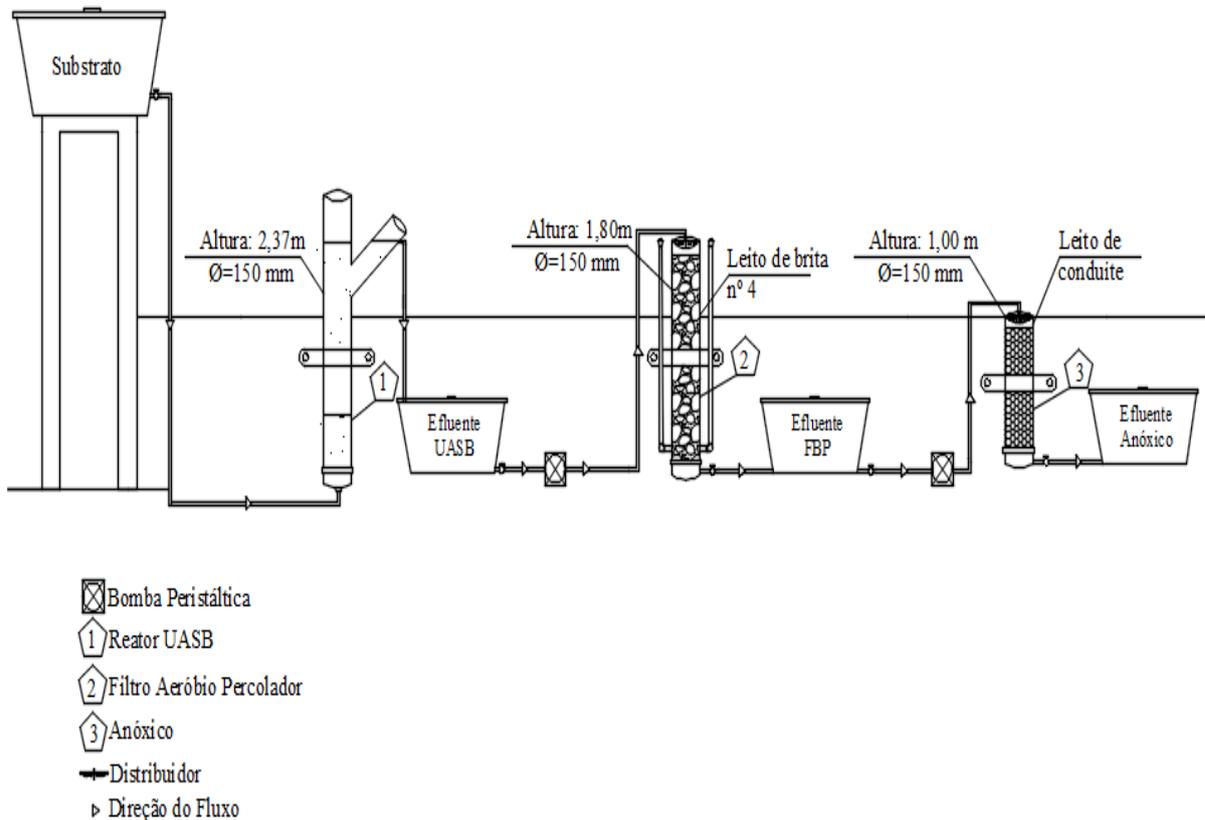
O substrato utilizado para alimentação do reator UASB consistiu de uma mistura de 98 % de lixiviado de aterro sanitário mais 2 % de esgoto doméstico (%v/v). A mistura líquida esgoto doméstico/lixiviado foi feita para que se obtivesse uma concentração média de nitrogênio amoniacal de 150 mg.L^{-1} . A água residuária doméstica utilizada na pesquisa foi proveniente de um condomínio localizado próximo à EXTRABES, o qual era transportado por adução forçada para o sistema de tratamento.

O substrato era preparado diariamente (volume necessário para alimentar os reatores), e submetido à caracterização química com frequência semanal.

4.4 Sistema Experimental

O sistema experimental, em escala piloto, foi constituído de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) seguido de filtro biológico percolador (FBP) e um reator Anóxico instalados em série. A Figura 2 apresenta o desenho esquemático do sistema de tratamento.

Figura 2: Desenho esquemático do sistema experimental.



A operação do sistema foi iniciada após a inoculação do reator UASB com 8,5 litros de lodo proveniente de um reator anaeróbico que tratava esgoto doméstico (preenchendo aproximadamente 20% do volume total do reator do reator anaeróbico) e foi completado o volume total do reator com o substrato.

O processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico iniciava-se com a preparação do substrato (mistura de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico) para alimentação do reator UASB. O substrato era preparado e armazenado em um reservatório de polietileno com volume total de 500 L, conforme mostrado na Figura 2. O reator UASB foi construído em tubo de PVC rígido, com volume total de 42 litros, 2,37 m de altura e seção transversal circular de 150 mm.

Para iniciar o monitoramento do experimento foi adotada a carga orgânica volumétrica (COV) aplicada ao reator UASB de 3 kgDQO/m³.dia, carga hidráulica volumétrica de 4,3 m³/m³.dia e tempo de retenção hidráulica de 6 horas. Depois de

estabelecidos esses parâmetros determinou-se, por meio da concentração de DQO (700 mg DQO/m³.dia), a vazão afluente ao reator UASB, que foi de 180 L.d⁻¹.

O substrato para alimentação do reator UASB era transportado por gravidade para a entrada do reator sendo a vazão controlada por um dispositivo de controle do fluxo, com ajuste manual. O substrato entrava na base do reator e depois de uniformemente distribuído escoava em direção ascendente até o topo do reator, onde o efluente era descarregado.

O efluente advindo do reator UASB era armazenado em um reservatório sendo posteriormente bombeado para o filtro biológico percolador. O filtro biológico percolador foi construído em tubo de PVC, com volume total de 35 L, altura útil de 1,80 m, carga orgânica volumétrica aplicada de 1,4 kgDQO/m³.dia, carga hidráulica volumétrica de 4,0 m³/m³.dia e taxa de aplicação superficial de 3,8 m³/m².dia. A vazão afluente ao filtro era de 68 L.d⁻¹, a qual era aferida diariamente.

O efluente do reator UASB era então distribuído na parte superior do filtro biológico percolador por meio de um sistema de distribuição situado na extremidade superior do filtro confeccionado com uma placa de aço de diâmetro igual ao tubo de PVC com orifícios distribuídos proporcionalmente na área da placa, promovendo a distribuição uniforme do efluente.

O fluxo do efluente tinha uma trajetória descendente, através de um material de enchimento (meio suporte brita nº 04, com índice de espaço vazio igual a 0,47). O filtro biológico percolador era alimentado em fluxo intermitente e o tempo de duração de cada ciclo era de 06 horas, totalizando um quantitativo de quatro ciclos diários. Cada ciclo era dividido nas seguintes fases: alimentação, descarga e repouso. O tempo de alimentação do FBP correspondia ao tempo em que o efluente do reator UASB era bombeado para o FBP, ou seja, a alimentação do FBP era feita durante 40 minutos; em seguida, o efluente era totalmente descarregado do FBP em um tempo de 20 minutos; após o efluente ser descarregado, o FBP ficava no tempo de repouso, ou seja, o tempo em que o reator ficava vazio por cerca de 5 horas.

Os tempos de alimentação, descarga e repouso aplicados em cada batelada do filtro biológico percolador estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Distribuição temporal dos ciclos aplicados ao filtro biológico percolador.

Horário da batelada	Tempo de alimentação (minutos)	Tempo de descarga (minutos)	Tempo de repouso do (horas)
08:00 - 14:00	40	20	5,0
14:00 - 20:00	40	20	5,0
20:00 - 2:00	40	20	5,0
02:00 - 8:00	40	20	5,0

O efluente advindo do filtro biológico percolador era bombeado de forma descendente para alimentar o reator anóxico. O reator anóxico foi construído em tubo de PVC, com volume total de 17,5 L, altura de 1,0 m, vazão efluente de 17 L.d⁻¹ e tempo de detenção hidráulico de 24 horas. O fluxo efluente tinha uma trajetória ascendente, através de um material de enchimento (eletrodutos corrugados de PVC, com índice de espaço vazio igual a 86,5%) o qual era utilizado como suporte para a imobilização da biomassa.

4.5 Procedimentos Analíticos

As análises químicas do substrato e dos efluentes dos reatores foram realizadas com frequência semanal e obedeceram às normas preconizadas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Durante o período de monitoramento, foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis (AGV), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), fósforo total (P-total) e ortofosfato (P-PO₄³⁻).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os dados gerados durante todo o processo de monitoramento do sistema experimental.

5.1 Substrato: aspectos gerais

Os ensaios preliminares de caracterização de efluentes é uma etapa essencial para a determinação adequada do sistema de tratamento. Na Tabela 3 são apresentados os dados advindos da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário, do esgoto doméstico e do substrato utilizado para alimentação do reator UASB.

Tabela 3: Dados advindos da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário, do esgoto doméstico e do substrato utilizado no sistema de tratamento.

Parâmetros	LAS	ED	Substrato
pH	8,64	7,1	7,6
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	8150	576	782,4
AGV (mg H _{Ac} .L ⁻¹)	472,11	200	234,5
DQO total (mgO ₂ .L ⁻¹)	4238	690	771,8
DQO filtrada (mgO ₂ .L ⁻¹)	3837,9	352	402,2
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	2730	96	153,8
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	576,7	347	406,4
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	330	312	356,3
Fósforo (mg.L ⁻¹)	16,76	8,34	8,5
Ortofosfato	8,19	3,5	6,1

A caracterização do lixiviado de aterro sanitário está focada principalmente na matéria orgânica (DQO), pH e nitrogênio amoniacal, pois esses são parâmetros relevantes para a escolha do processo de tratamento. É possível observar que a incorporação do lixiviado de aterro sanitário ao esgoto doméstico modificou consideravelmente as características do substrato. Em comparação com o esgoto doméstico, a alcalinidade do substrato aumentou devido à contribuição do lixiviado, o

que pode garantir a capacidade de tamponamento adequada para o processo anaeróbio.

Observa-se também que as características do lixiviado bruto indicam seu potencial poluidor em função da elevada concentração de matéria orgânica em termos de DQO. A principal forma de nitrogênio encontrada no lixiviado do aterro sanitário da Cidade de João Pessoa foi o nitrogênio amoniacal. Essa concentração de nitrogênio amoniacal ($2730 \text{ mg N-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) está um pouco acima da faixa de valores reportados para lixiviado de aterro sanitário (entre 500 até $2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) (KJELDSEN et al., 2002), o que indica certo grau de toxicidade desse lixiviado ao tratamento biológico.

Dessa forma, o lixiviado proveniente do aterro sanitário da Cidade de João Pessoa necessita passar por um tratamento. Nessa pesquisa, o lixiviado de aterro sanitário foi incorporado ao esgoto doméstico para que se obtivesse uma concentração de nitrogênio amoniacal de $150 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$. Foi realizado o tratamento de lixiviado de aterro sanitário na proporção de 2%.

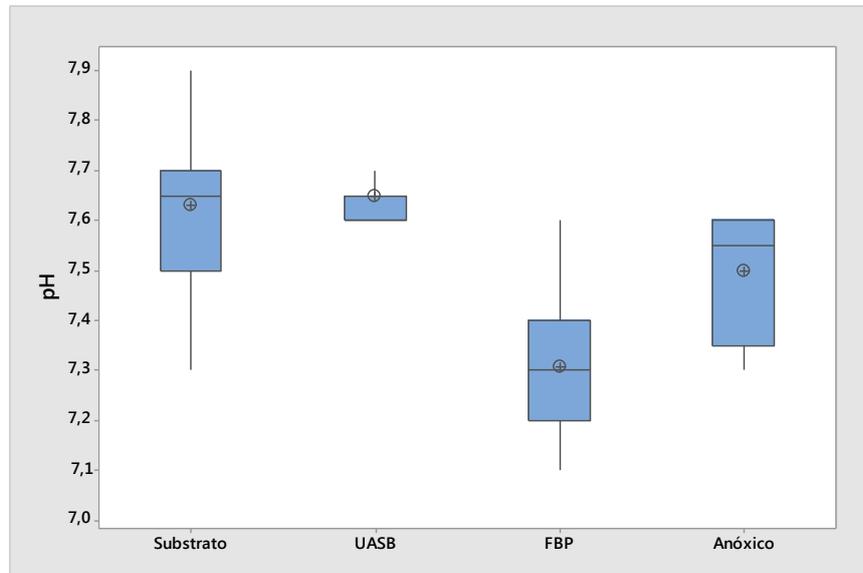
Barba et al., (2010) estudaram a influência da incorporação de lixiviados de aterro sanitário na biodegradabilidade anaeróbia de águas residuárias domésticas. Foram avaliados cinco substratos com proporções de 10, 20 e 30% do lixiviado. Os resultados obtidos indicaram que a razão máxima de volume de lixiviado que pode ser degradado em conjunto com as águas residuárias domésticas, em processo anaeróbio sem causar efeitos inibidores significativos é de 10%. Segundo os autores, proporções maiores de lixiviados aumentam a porcentagem de DQO recalcitrante e outros constituintes, o que pode vir a causar inibição no processo anaeróbio.

5.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH é uma medida da concentração de íons hidrogênio presentes na fase líquida. Em sistemas anaeróbios, o valor e a estabilidade do pH são fatores fundamentais para o crescimento dos microrganismos, atuando no sentido de eliminar o risco de inibição das *Archaeas metanogênicas*. Uma alta taxa de metanogênese só ocorre quando o pH se mantém em uma faixa próxima do valor neutro. Um pH menor que 6,3 ou maior que 7,8 provoca uma diminuição rápida na produção de metano (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; METCALF e EDDY, 2016). Valores de pH acima de 9,5 ou abaixo de 4,0 podem inibir o processo.

A Figura 3 representa o comportamento do pH do substrato e das três unidades operacionais do sistema experimental.

Figura 3: Comportamento do pH no sistema de tratamento.



Analisando o comportamento do pH do substrato afluente observa-se que o mesmo variou de 7,3 a 7,9, apresentando valor de 7,62 ou seja, o pH do substrato afluente encontra-se na faixa recomendada para o bom desempenho dos processos anaeróbios.

Durante a digestão anaeróbia, o valor de pH atingiu valor de 7,64, o qual é justificado pela atividade das bactérias metanogênicas, que produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono (CO_2), amônia e bicarbonato. Para valores de pH entre 6,0 e 7,5 o tamponamento se deve quase que totalmente aos bicarbonatos (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

No FBP foi constatada uma redução no valor de pH do resíduo líquido efluente, apresentando valor de 7,30, cujo valor é favorável ao processo de nitrificação. Essa redução no pH foi acompanhada pela redução da alcalinidade, cujo valor foi de $830 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para o efluente do reator UASB e $696 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para o efluente do FBP.

Este comportamento é típico do tratamento aeróbio, como discutido por Zoppas e Bernardes (2016), pois no processo de nitrificação há um consumo de alcalinidade e conseqüentemente os valores de pH podem decrescer, havendo a necessidade de recuperar as condições propícias a cada nova alimentação do reator. O equilíbrio da

alcalinidade pode ser obtido a partir da combinação do tratamento aeróbio com o anaeróbio, que proporciona um meio mais alcalino ao sistema.

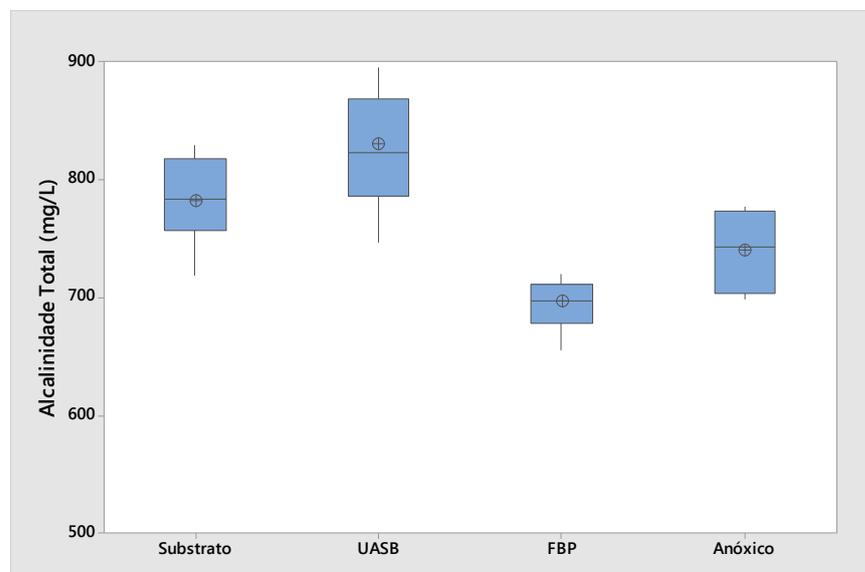
Nos reatores anóxicos, o pH tem influência sobre o desempenho das bactérias desnitrificantes. O processo de desnitrificação ocorre no intervalo de pH 7,2 a pH 7,6 (METCALF e EDDY, 2016) no qual é utilizado nitrito e/ou nitrato como acceptor final de elétrons. No reator anóxico houve acréscimo dos valores de pH, apresentando valor médio de pH 7,5, indicando condições favoráveis ao processo de desnitrificação.

5.3 Alcalinidade Total

As principais fontes de alcalinidade de sistemas biológicos são as proteínas, que liberam amônio durante a hidrólise, e o acetato que gera bicarbonato. A disponibilidade de alcalinidade total é fundamental para neutralização dos ácidos voláteis produzidos na digestão anaeróbia e pela capacidade de tamponamento do reator.

A Figura 4 representa o comportamento da alcalinidade total do substrato e das três unidades operacionais do sistema experimental.

Figura 4: Concentração de alcalinidade total no sistema de tratamento.



A alcalinidade total no substrato afluente apresentou uma concentração média de 782,4 mgCaCO₃.L⁻¹. No efluente do reator UASB observa-se um acréscimo na concentração de alcalinidade total, apresentando uma concentração média de 830

$\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, como consequência do processo de amonificação e remoção de ácidos graxos voláteis (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994), garantindo a manutenção do valor do pH e a estabilidade do processo.

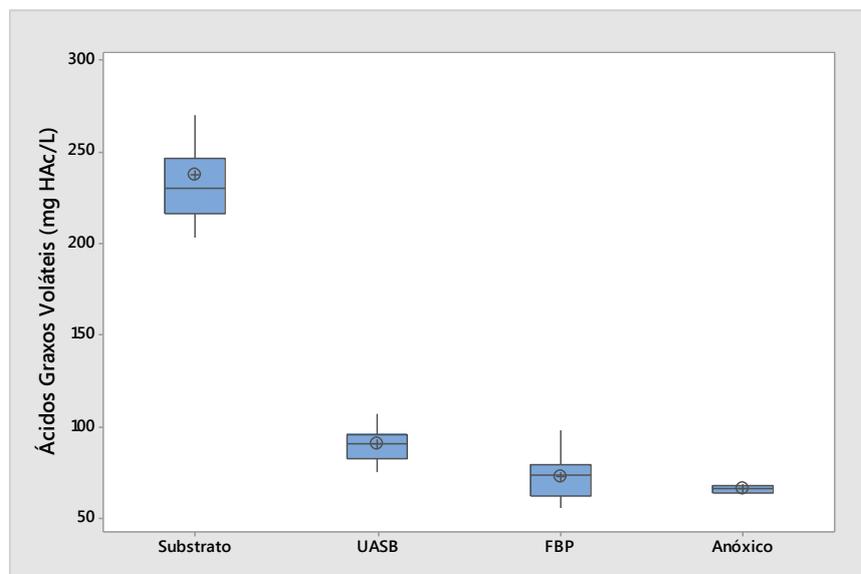
No FBP a concentração média de alcalinidade total foi de $696 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. Essa redução ocorreu devido a oxidação das formas amoniacais a nitrato que ocorre por meio da liberação de íons H^+ ao meio durante o processo de nitrificação. Para o equilíbrio do pH na faixa ideal (7,2) para o processo de nitrificação é necessário fornecer alcalinidade suficiente para garantir o tamponamento do sistema, sem causar prejuízos aos microrganismos pela redução do pH (METCALF; EDDY 2016).

Ainda é possível observar que no efluente do reator anóxico houve um acréscimo na concentração de alcalinidade total, obtendo-se uma concentração média de $740,5 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e isso ocorreu devido as reações de desnitrificação.

5.4 Ácidos Graxos Voláteis

A Figura 5 representa o comportamento dos ácidos graxos voláteis (AGV) do substrato e das três unidades operacionais do sistema experimental.

Figura 5: Concentração de ácidos graxos voláteis no sistema de tratamento.



A concentração média de AGV no substrato afluente foi de $235 \text{ mgH}_{\text{Ac}}\cdot\text{L}^{-1}$. No efluente do reator UASB a concentração média de AGV foi de $89,66 \text{ mgH}_{\text{Ac}}\cdot\text{L}^{-1}$, ocorrendo um consumo de 62% da concentração AGV afluente. Esta redução da

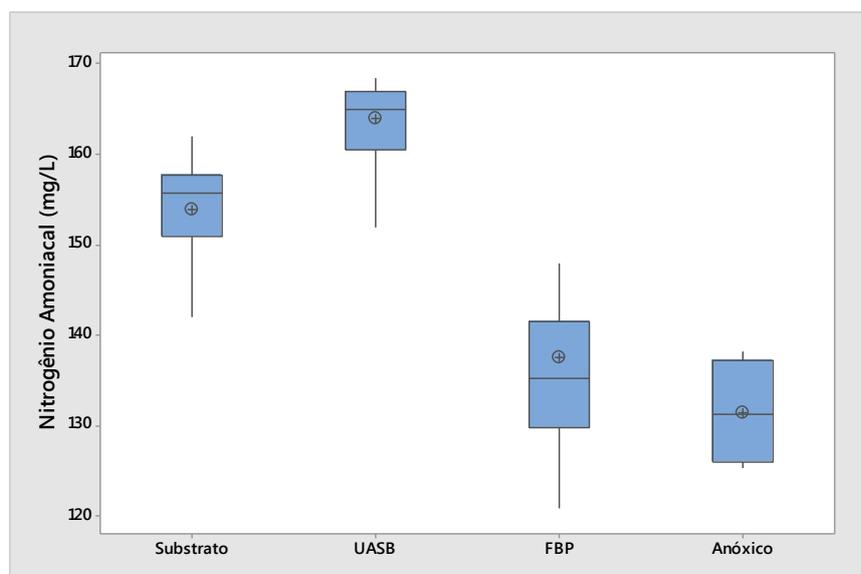
concentração significa que a atividade metanogênica era garantida não havendo acúmulo de ácidos. Esse comportamento indica uma boa eficiência do processo de digestão anaeróbia, pois o reator apresentava uma alta capacidade de transformar o acetato, gás hidrogênio e gás carbônico em metano. A acumulação de AGV contribui para o consumo de alcalinidade, decréscimo do pH, afeta o crescimento e inibe a atividade de microrganismos metanogênicos, podendo levar a falha do processo.

No efluente do FBP observa-se que houve redução da concentração de AGV, produzindo efluente com concentração média de $71,7 \text{ mgH}_{\text{Ac}}\cdot\text{L}^{-1}$, sendo esse consumo associado ao processo de nitratação, o qual necessita de material orgânico para sua realização. No reator anóxico foi observada também uma redução da concentração de AGV, produzindo efluente com concentração média de $66,6 \text{ mgH}_{\text{Ac}}\cdot\text{L}^{-1}$, sendo essa redução associada a etapa de desnitrificação que ocorre em ambiente anóxico.

5.5 Nitrogênio Amoniacal

A Figura 6 representa o comportamento do nitrogênio amoniacal do substrato e das três unidades operacionais do sistema experimental.

Figura 6: Concentração de nitrogênio amoniacal no sistema de tratamento.



Analisando a Figura 6 a concentração média de nitrogênio amoniacal no substrato afluente foi de $153,8 \text{ mg N-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$. Observa-se que houve um aumento na

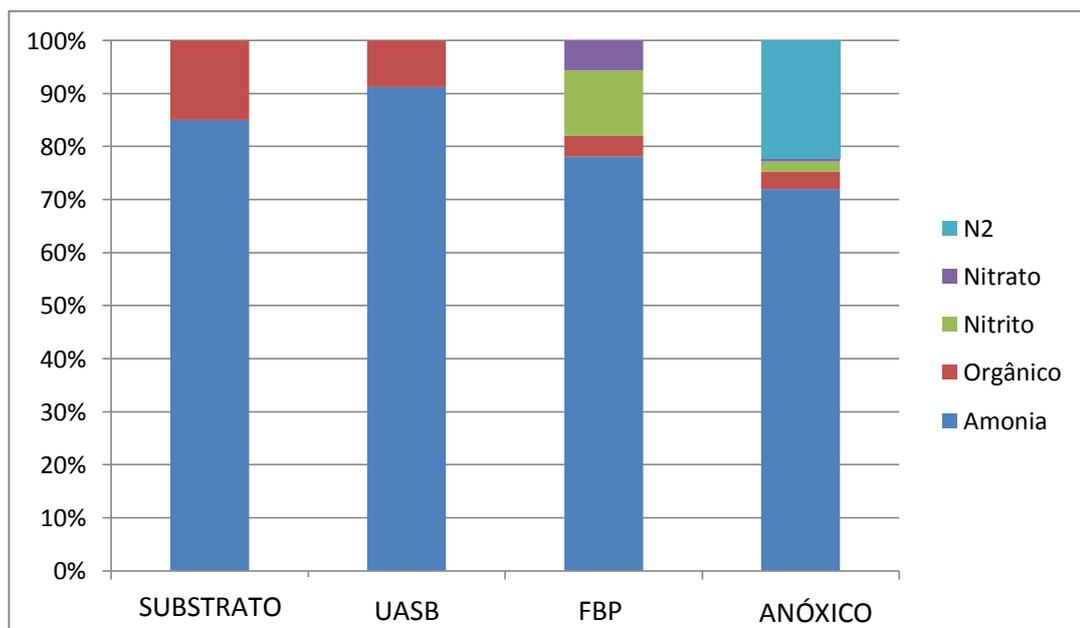
concentração de nitrogênio amoniacal no efluente do reator UASB, apresentando efluente com concentração média de $165,6 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$. Esse aumento é consequência do processo de amonificação, ou seja, segundo Metcalf e Eddy (2016), esse comportamento é associado à produção de íons hidroxila (OH^-) com consequente conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal.

No FBP ocorreu o processo de nitrificação, ou seja, a oxidação do nitrogênio amoniacal na presença de oxigênio, a nitrito e, posteriormente a nitrato. Foi produzido efluente com concentração média de $139 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$. A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal no efluente do FBP foi de 16%.

No reator anóxico, o comportamento das formas nitradas confirma a ocorrência da desnitrificação, pois foi constatada redução do nitrato juntamente com a produção de alcalinidade total produzindo efluente com concentração média de $740,5 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Este comportamento provavelmente está associado ao desempenho das bactérias desnitrificantes, que segundo Metcalf e Eddy (2016) gera aproximadamente $3,57 \text{ g CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para cada grama de nitrato oxidado.

Na Figura 7 apresenta-se o balanço de nitrogênio no sistema de tratamento.

Figura 7: Balanço de nitrogênio no sistema de tratamento.



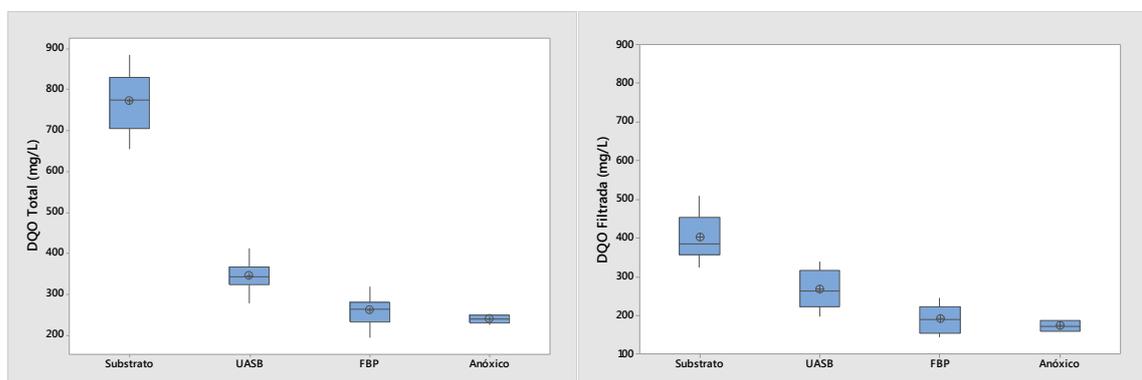
Analisando a Figura 7 observa-se que o substrato afluente era constituído em sua maioria por 84% de nitrogênio amoniacal, e 16% correspondeu ao nitrogênio na forma orgânica. No reator UASB esse comportamento muda devido ao processo de

amonificação, ou seja, uma pequena fração orgânica, aproximadamente 9% é convertida em nitrogênio amoniacal fazendo com que essa concentração aumente no sistema, correspondendo a 91%. A concentração de nitrogênio amoniacal produzida no reator UASB foi reduzida no FBP, alcançando valor de 78%, e o nitrogênio orgânico também apresentou uma pequena redução no FBP correspondendo a 3%. Esse comportamento é típico do processo de nitrificação, ou seja, os microrganismos responsáveis por essa etapa convertem o nitrogênio na forma amoniacal em nitrito e posteriormente em nitrato. O nitrito representou 13% no FBP e o nitrato 6%. No reator anóxico o nitrogênio amoniacal representou aproximadamente 73% e o nitrogênio orgânico apenas 2%. Nessa etapa os microrganismos utilizam o nitrito e o nitrato e os reduzem a nitrogênio gasoso. A porcentagem de nitrito e nitrato no reator anóxico foi de 3% e 2% respectivamente. O nitrogênio gasoso representou 23% indicando a ocorrência de desnitrificação.

5.6 Demanda Química de Oxigênio

A Figura 8 representa o comportamento da DQO total e da DQO filtrada do substrato e das três unidades operacionais do sistema experimental.

Figura 8: Concentração de DQO total e DQO filtrada no sistema de tratamento.



Analisando a Figura 8 observa-se que a DQO do substrato afluente apresentou uma concentração média de $771,8 \text{ mg.L}^{-1}$. No reator UASB essa concentração diminuiu alcançando valor de $345,2 \text{ mg.L}^{-1}$, apresentando eficiência de remoção de 55%. A eficiência de remoção de DQO total nos reatores UASB, FBP e reator anóxico foi de 69%.

A eficiência de remoção de DQO filtrada passou de 33% no reator UASB para 57% no sistema de tratamento UASB, FBP e reator anóxico. Foi possível observar que a associação dos reatores UASB+FBP+reator anóxico aumentou a eficiência de remoção de DQO total e DQO filtrada.

Os valores de remoção de DQO total apresentados nesse trabalho são inferiores aos resultados obtidos por Oliveira et al., (2015) estudando o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro biológico percolador com eficiências de remoções de DQO total nos reatores foram de 85%, 57% e 89%, e superiores aos obtidos por Miorim (2018), estudando o tratamento conjugado de LAS (3% e 6%) e esgoto sanitário em reator UASB, com eficiências de remoção de DQO variando de 63%, 54,7% e 32,2%. A autora observou que com concentrações de LAS de 3% e 6%, ocorreu o aumento da concentração de DQO, havendo também redução na eficiência de remoção, isso podendo estar relacionado ao efeito da toxicidade da amônia livre e a presença de material orgânico recalcitrante presente no lixiviado.

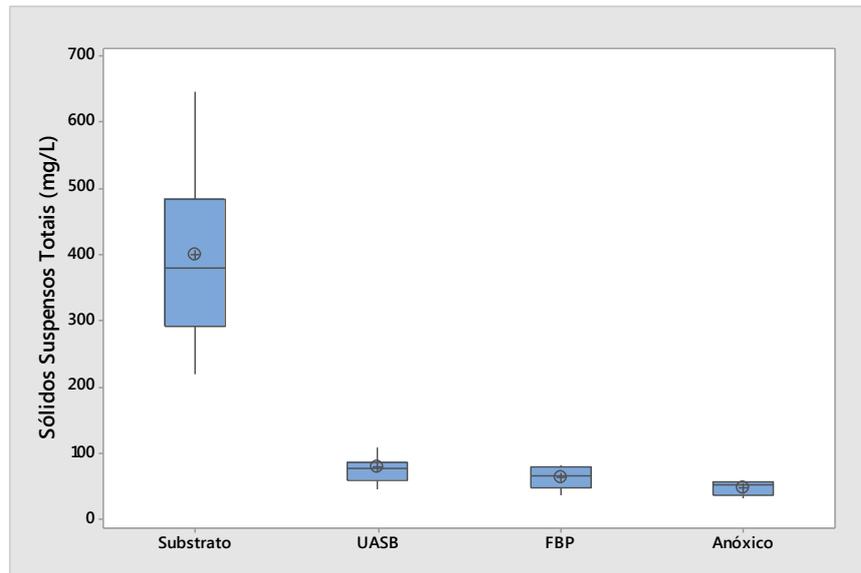
Eficiências de remoção de DQO superiores também foram encontradas por Silva e Leite (2014) estudaram o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador, com substrato constituído por 99% de esgoto doméstico mais 1% de lixiviado de aterro sanitário. As eficiências médias de remoção de DQO total de 60%, 60% e 85% (etapa 1) e 70%, 62% e 89% (etapa 2) e por Ferraz et al., (2014) avaliando o tratamento conjugado de LAS (2% e 5%) e esgoto domésticos pré-tratados por *stripping* de ar. Os melhores resultados foram obtidos para a concentração de LAS de 2% com eficiência de remoção de DQO de 80%.

Possivelmente, a baixa remoção de DQO total neste trabalho pode estar associada a presença de compostos orgânicos recalcitrantes no lixiviado.

5.7 Sólidos Suspensos Totais

A Figura 9 representa o comportamento dos sólidos suspensos totais do substrato e das três unidades operacionais do sistema experimental.

Figura 9: Concentração de sólidos suspensos totais no sistema de tratamento.



Analisando a Figura 9 observa-se que a concentração de sólidos suspensos totais no substrato afluente apresentou uma concentração média de 406 mg.L^{-1} . No efluente do reator UASB a concentração média de sólidos suspensos totais foi de $80,35 \text{ mg.L}^{-1}$, apresentando uma eficiência de remoção de 80%.

Alvarez et al., (2006) obtiveram remoções de sólidos suspensos totais de 85% em um sistema de tratamento de esgotos em reatores UASB.

No FBP observou-se pequeno aumento na remoção de sólidos suspensos de 85%.

Remoções mais significativas foram obtidas por Ferraz et al., (2014) no tratamento de esgoto doméstico e LAS em um biofiltro aeróbio submerso. Foram obtidas remoções de 90% de sólidos suspensos totais para uma concentração de LAS de 2%.

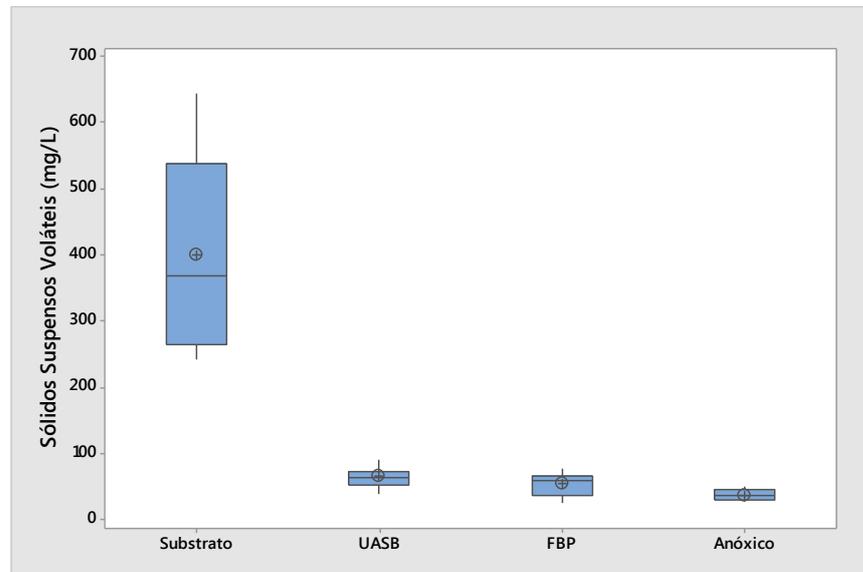
A concentração de sólidos suspensos totais no efluente final do sistema UASB+FBP+reator anóxico foi de 55 mg.L^{-1} , atendendo ao valor máximo permitido pela maioria das legislações estaduais que exige valores inferiores a 60 mg.L^{-1} para lançamento em corpos d'água.

5.8 Sólidos Suspensos Voláteis

A medida de sólidos suspensos voláteis serve como uma boa estimativa da biomassa presente no reator.

A Figura 10 representa o comportamento dos sólidos suspensos voláteis do substrato e das três unidades operacionais do sistema experimental.

Figura 10: Concentração de sólidos suspensos voláteis no sistema de tratamento.



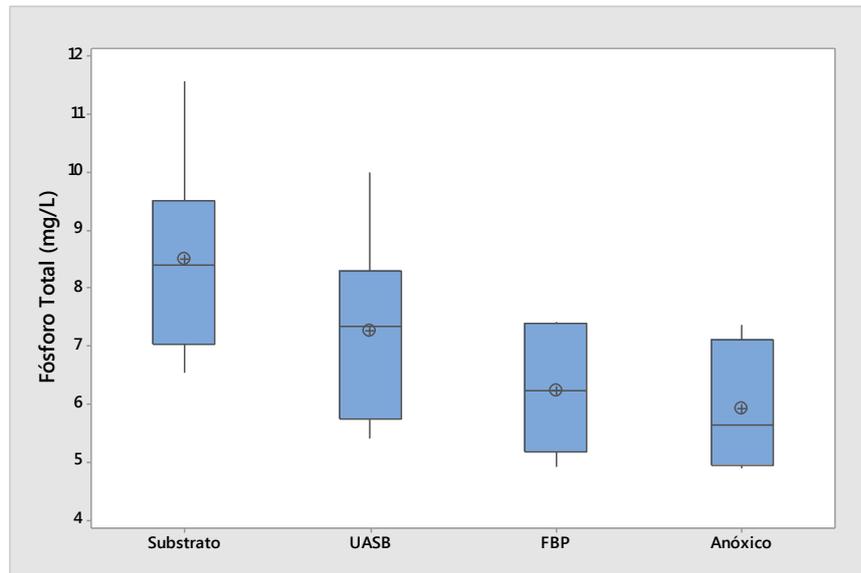
No substrato a concentração média de sólidos suspensos voláteis foi de 356,35 mg.L⁻¹. No reator UASB a concentração média de sólidos suspensos voláteis foi reduzida obtendo-se uma concentração de 66,3 mg.L⁻¹ apresentando eficiência de remoção de 81%. A utilização de FBP contribuiu para aumentar a eficiência de remoção alcançando valor de 85%. A eficiência de remoção de sólidos suspensos voláteis do sistema UASB+FBP+reator anóxico foi de 88%.

5.9 Fósforo Total e Ortofosfato

Lixiviados de aterros sanitários geralmente apresentam baixas concentrações de fósforo, que tem como origem a biodegradação do material orgânico presente nos resíduos sólidos. As concentrações de fósforo total podem variar entre 0,1 mg.L⁻¹ e 23 mg.L⁻¹ (KJELDSEN et al., 2002).

A Figura 11 representa o comportamento de fósforo total do substrato e das três unidades operacionais do sistema experimental.

Figura 11: Concentração de fósforo total no sistema de tratamento.



Analisando a Figura 11 a concentração média de fósforo total no substrato afluente foi de 8,5 mg P.L⁻¹. No efluente do reator UASB a concentração média de fósforo total foi de 7,2 mg P.L⁻¹, alcançando uma eficiência de remoção de 15%. A eficiência de remoção de fósforo total no sistema foi de 30%. A baixa eficiência de remoção pode ser explicada pelo fato de sistemas anaeróbios não serem eficientes na remoção de nutrientes.

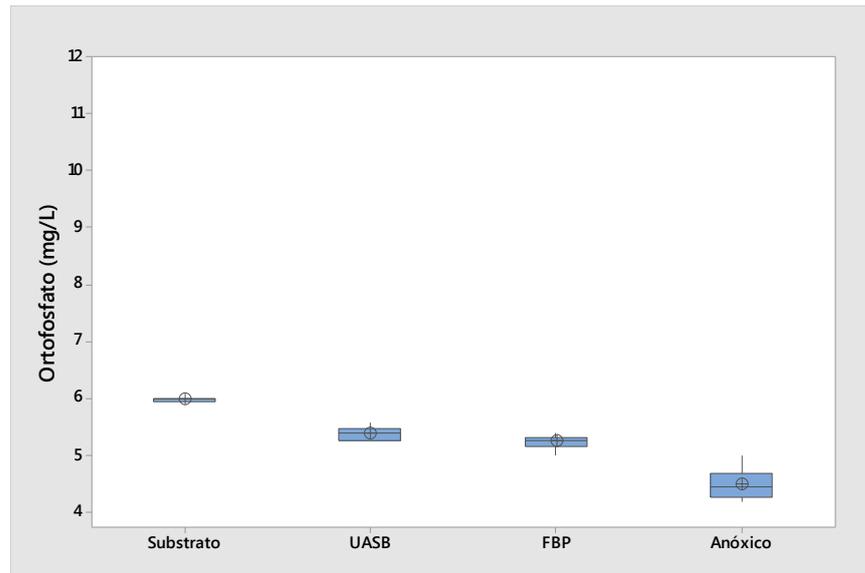
Remoções de fósforo superiores foram encontradas por Wang et al., (2016) estudando o desempenho de um sistema anaeróbio/aeróbio/anóxico tratando esgoto sanitário. Foram obtidas eficiências de remoção de fósforo de 98%.

Zeng e Colaboradores (2011) estudaram a remoção de fósforo em um processo anaeróbio-anóxico-aeróbio em escala de laboratório. Os resultados mostraram que a remoção de fósforo foi quase zero sem a adição de fonte externa de carbono na zona pré-anóxica. Contrastivamente, com a configuração da zona pré-anóxica a remoção de fósforo aumentou para 98%.

A partir dos resultados obtidos observa-se que a não adição de fonte externa de carbono no reator anóxico diminuiu a eficiência do sistema quanto à remoção de fósforo.

A figura 12 representa o comportamento de ortofosfato do substrato e das três unidades operacionais do sistema experimental.

Figura 12: Concentração de ortofosfato no sistema de tratamento.



Analisando a Figura 12 a concentração média de ortofosfato no substrato afluente foi de 5,98 mg P-PO₄³⁻.L⁻¹. No efluente do reator UASB a concentração média de ortofosfato foi de 5,39 mg P-PO₄³⁻.L⁻¹, alcançando uma eficiência de remoção de 9 %. A eficiência de remoção de ortofosfato no sistema foi baixa produzindo efluente com concentração média de 4,5 mg P-PO₄³⁻.L⁻¹, sendo a maior parte removida no reator anóxico.

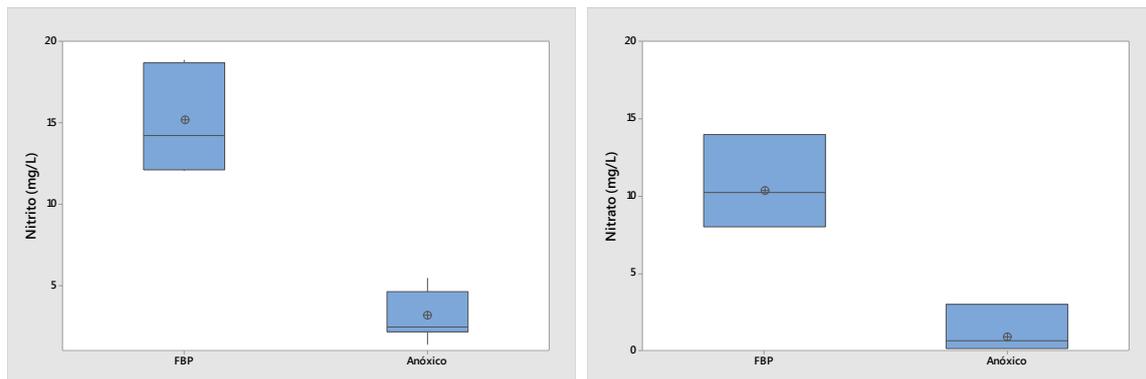
Os valores médios de eficiência de remoção de fósforo foram similares aos observados por Oliveira (2015), o qual obteve eficiência de remoção de fósforo total de 33% em um sistema UASB+FBP.

Os resultados obtidos nesse trabalho foram superiores aos obtidos por Silva (2014) tratando esgoto doméstico mais 1% de lixiviado de aterro sanitário, em sistema semelhante o qual obteve eficiência de remoção de 26% de fósforo e 2% de ortofosfato.

5.10 Nitrito e Nitrato

A Figura 13 representa o comportamento de nitrito e nitrato nos efluentes do FBP e do reator anóxico no sistema experimental.

Figura 13: Concentração de nitrito e nitrato no sistema de tratamento.



Analisando a Figura 13 observa-se que o pH do efluente do FBP (pH 7,3) favoreceu a atividade das bactérias nitrificantes. O pH é um fator determinante para a nitrificação, sendo a faixa favorável acima de 7 para as bactérias oxidadoras de amônia (BOA) (METCALF e EDDY, 2016). Esses microrganismos (BOA) promovem a formação de nitrito, que por sua vez é utilizado pelas bactérias oxidadoras de nitrito (BON). Logo, com estas condições, a nitrificação é realizada.

No reator em estudo verificou-se que não houve acúmulo de nitrito, e a medida que a nitrificação acontece, a concentração de nitrito diminui no reator anóxico e a concentração de nitrato teve um leve aumento. A presença de nitrito e nitrato em concentrações de 16 mg.L^{-1} e $9,8 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, confirmaram o processo de nitrificação no FBP.

No reator anóxico foi observado que com a redução das formas oxidadas de nitrogênio foi constatada a formação de nitrato de $9,8 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ no FBP e $0,88 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ no reator anóxico confirmando o processo de desnitrificação. A eficiência de remoção de nitrato no sistema foi de 91%.

Porém, nesse estudo foi observado que nos processos de nitrificação e desnitrificação ocorreram baixas concentrações das formas de nitrogênio, e isso pode ser explicado pelo fato de o tempo ser curto para o estabelecimento dos microrganismos responsáveis pela nitrificação e desnitrificação e possivelmente pela baixa concentração de oxigênio dissolvido, e pela relação C/N ter sido baixa, o que necessitaria de uma fonte externa de carbono.

Em estudo similar, Liu et al. (2017) reportaram eficiência de remoção de nitrogênio total em um sistema anaeróbio, aeróbio e anóxico com adição de fonte externa de carbono para promover a desnitrificação na fase anóxica. Foram

observadas eficiências de remoção de nitrogênio total de 90%, e eficiências de nitrificação e desnitrificação de 99% e 60%, respectivamente. Para os autores, a quantidade de carbono adicionada no reator anóxico pode ser um fator limitante para a desnitrificação, afinal, o excesso prioriza o desenvolvimento das bactérias que degradam a matéria carbonácea em detrimento ao nitrato.

Dessa forma, constata-se que a disponibilidade de carbono determina a taxa de desnitrificação. A baixa relação C/N pode ser considerada um fator limitante na otimização do processo de desnitrificação e pode inibir o desenvolvimento das bactérias desnitrificantes, pois o carbono adicionado ao reator anóxico pode ser de difícil biodegradação, principalmente pelo fato de que quase toda a matéria orgânica biodegradável ter sido consumida no reator UASB (ZOPPAS et al., 2016).

6 CONCLUSÕES

Tendo como base o objetivo geral e os objetivos específicos desta pesquisa, conclui-se que:

- O tratamento conjugado de LAS mais esgoto doméstico em reator UASB não apresentou interferências significativas na estabilidade operacional do reator. No que tange ao desempenho do sistema experimental, o mesmo apresentou eficiências de remoção de DQO total de 69% e DQO filtrada de 57%, estando esses valores próximos com a literatura em que remoções de até 70% podem ser alcançadas;
- Nas condições de operação, o FBP mostrou-se pouco eficiente no processo de nitrificação produzindo efluente com concentrações de nitrogênio de 139 mg $\text{NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, 16 mg de $\text{N-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ e 9,8 mgN- $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. A diminuição dessa eficiência talvez esteja associada a baixa concentração de oxigênio dissolvido, e também a presença de possíveis substâncias tóxicas presentes no lixiviado;
- No reator anóxico foi observado o processo de desnitrificação com a formação de nitrato de 0,88 mgN- $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ e nitrogênio gasoso.

REFERÊNCIAS

ABDELGADIR, A.; CHEN, X.; LIU, J.; XIE, X.; ZHANG, J.; ZHANG, K.; WANG, H.; LIU, N. Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors. *BioMed Research International*, v. 2014, 10 p., 2014.

AGDAG, O. N.; SPONZA, D. T. Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems. *Process Biochemistry*, 2005.

ALMEIDA, P.G.S.; OLIVEIRA, S.C.; CHERNICHARO, C.A.L. Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v.16, n.3, p. 271-280, 2011.

ÁLVAREZ, J. A.; RUIZ, I.; GÓMES, M. PRESAS, J.; SOTO, M. Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. *Bioresource Technology*, v. 97, p. 1640–1649, 2006.

APHA - American Public Health Association Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 19. WASHINGTON: APHA, AWWA, WPCF, 2012.

BAIG, S.; COULOMB, I.; COURANT, P.; LIECHTI, P. Treatment of Landfill Leachates: Lapeyrouse and Satrod Case Studies. *OZONE SCIENCE & ENGINEERING*. Vol. 21, p. 1-22, 2014.

BARBA, L. E.; TORRES, P.; VICTORIA, J. A. R.; MARMOLEJO, L. F.; PIZARRO, C. A. Influencia de la incorporación de lixiviados sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales domésticas. *INGENIERÍA E INVESTIGACIÓN*, 75-79, 2010.

BARNES, D.; BLISS, P. J. *Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment*. London, (1983).

BERGE, N. D. A.; REINHART A, D. R.; DIETZ, J. A.; TOWNSEND, T. B. In situ ammonia removal in bioreactor landfill leachate. *Waste Management*, 334–343, 2006.

BODZEK, M.; LOBOS-MOYSA E.; ZAMOROWSKA, M. Removal of organic compounds from municipal landfill leachate in a membrane bioreactor. *Desalination*, 16–23, 2006.

BRITO, G. C. B.; AMARAL, M. C. S.; LANGE, L. C.; PEREIRA, R. C. A; SANTOS, V. L.; MACHADO, M. Treatment of landfill leachate in membranes bioreactor with yeast (*Saccharomyces cerevisiae*). *Procedia Engineering*, 934-938, 2012.

CALLADO, N.H.; FORESTI, E. Removal of organic carbon, nitrogen and phosphorus in sequential batch reactors integrating the aerobic/anaerobic processes. *Water Science and Technology*, 263–270, 2001.

CAMPOS, J. C.; MACHADO, B. S.; BLONSKI, M. E. D.; BILA, D. M.; FERREIRA, J. A. Evaluation of coagulation/floculation process in the landfill leachate treatment at the municipal wastewater treatment plant. *Rev. Ambient. Água*, v. 8, n. 3, p. 43-53, 2013.

CHEN, S.; SUN, D.; CHUNG, J. Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system. *Waste Management*, 339–346, 2008.

BRASIL. Resolução nº 430/ 2011 do CONAMA. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente–CONAMA. Brasília –DF: CONAMA, 13 de maio de 2011.

DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; DEL BORGHI, M. Combined Treatment of Leachate from Sanitary Landfill and Municipal Wastewater by Activated Sludge. *Chem. Biochem. Eng. Q.* 277–283, 2003.

EPA – United States Environmental Protection Agency. Nutrient Reduction in Domestic Wastewater From Individual Residential Homes, 2003.

FACCHIN, J. M. J. et al. Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação. In: *Anais do 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Porto Alegre, 2000.

FERRAZ, F.M.; BRUNI, A.T.; POVINELLI, J.; VIEIRA, E.M. Leachate/domestic wastewater aerobic co-treatment: A pilot-scale study using multivariate analysis. *Journal of Environmental Management* , 414-419, 2016.

FERRAZ, F. M.; POVINELLI, J.; POZZI, E.; VIEIRA, E. M.; TROFINO, J. C. Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic biofilter. *Journal of Environmental Management*, 2014.

FERREIRA, J. A. et al. Plano de Gestão do Encerramento do Aterro do Morro do Céu em Niterói (RJ). In: *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, 2005.

FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. *Water Science and Technology*, Vol 45, 181–186, 2002.

FU, Z.; YANG, F.; ZHOU, F.; XUE, Y. Control of COD/N ratio for nutrient removal in a modified membrane bioreactor (MBR) treating high strength wastewater. *Bioresource Technology*, 136–141, 2009.

FUEYO, G.; GUTIÉRREZ, A.; BERRUETA, J. Kinetics of anaerobic treatment of landfill leachates combined with urban wastewaters. *Waste Manage Res*, 145–154, 2003.

GARCÍA, E. S.; CARDONA-GALLO, S. A. Nitrogen removal from landfill leachate using a sequential biological passive system. *Medellin*, 37-43, 2013.

HU, W.; ZHOU, Y.; MIN, X.; LIU, J.; LI, X.; LUO, L.; ZHANG, J.; MAO, Q.; CHAI, L.; ZHOU, Y. The study of a pilot-scale aerobic/Fenton/Anoxic/Aerobic process system for the treatment of landfill leachate. *Environmental Technology*, 2017.

HUANG, L.; GAO, B.; ZHANG, B.; GUO, P. Removal of organic matters and ammonia in landfill leachate via a UASB and anoxic /aerobic bioreactor process. 2009.

IM, J.; WOO, H.; CHOI, M.; HAN, K.; KIM, C. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. *Wat. Res.*, 2403–2410, 2001.

KIM, D.; LEE, D.; KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technology*, 459–468, 2006.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 297–336, 2002.

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

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S.; Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Coord.). *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LIU, J.; YUAN, Y.; LI, B.; ZHANG, Q.; WU, L.; LI, X.; PENG, Y. Enhanced nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in an anaerobic-aerobic-anoxic sequencing batch reactor with sludge fermentation products as carbon source. *Bioresource Technology*, 2017.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, M. T.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. P. *Microbiologia de Brock*. Artmed, 2010.

MASSAROTTO, W.L. Avaliação de tecnologias para tratamento de lixiviados de aterros sanitários. 2010. 113f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental). Universidade de Ribeirão Preto – SP, 2010.

METCALF e EDDY. Inc. *Wasterwater Engineering treatment disposal and reuse*. 4 ed., New York, McGraw – Hill Book, 1815 p. 2003.

METCALF e EDDY. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5 ed. – Porto Alegre, AMGH, 2016.

MIORIM, M. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB. (Dissertação – Mestre em Engenharia Civil) – UNISINOS, 2018.

OLIVEIRA, E. G.; LEITE, V. D.; SILVA, R. B.; HENRIQUE, I. N.; BARROS, A. J. M. Tratamento anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário. *Revista AIDIS*, Vol. 8, No. 3, 360 – 371, 2015.

PAGANINI, W. S.; BOCCHIGLIERI, M. M.; LOPES, G. F. Avaliação da Capacidade das Estações de Tratamento de Esgotos do Sistema Integrado da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP – para o Recebimento do Chorume Produzido nos Aterros Sanitários da Região. In: *Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Joinville, 2003.

PAREDES, D.; KUSCHK, P.; MBWETTE, T. S. A.; STANGE, F.; MÜLLER, R. A.; KÖSER, H. New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review. *Eng. Life Sci*, 13–25, 2007.

PARKES, S. D.; JOLLEY, D. F.; WILSON, S. R. Inorganic nitrogen transformations in the treatment of landfill leachate with a high ammonium load: A case study. *Environ Monit Assess*, 2007.

PI, K. W.; LI, Z.; WAN, D. J.; GAO, L. X. Pretreatment of Municipal Landfill Leachate by a Combined Process, Process safety and Environmental Protection, v. 8, n. 7, p. 191-196, 2009.

PRIMO, O.; RIVERO, M. J.; ORTIZ, I. Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, 834–842, 2008.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, n. 150, p. 468–493, 2008.

RIETOW, J. C. Avaliação do processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo uasb tratando esgoto sanitário. (Dissertação – Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, 2018.

SARTAJ, M.; AHMADIFAR, M.; JASHNI, A. K. Assessment of in situ aerobic treatment of municipal landfill leachate at laboratory scale. *Iranian Journal of Science & Technology*, p. 107-116, 2010.

SILVA, R. B; LEITE, V. D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. *Revista DAE*, 2014.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K.A.; SAMARAS, P. Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere* , 737–744, 2003.

TOROBI, P. M. I.; MANUPUTTY, C. N.; ANGIMBULUDE, J. C. Removal of Ammonium (NH₄) and Organic Matter (COD) In Landfill Leachate Under Anaerobic and Aerobic Algae Culture In Continuous Systems. *Water Management Resouces*, 2015.

TORRES, P.; RODRIGUEZ, J. A.; BARBA, L. E.; MARMOLEJO, L. F.; PIZARRO, C. A. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. *Water Science and Technology*, v. 60, n. 2, p. 491-495, 2009.

VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. *Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente*. Campina Grande: Epgraf, 1994, 240 p.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Eng Sanit Ambient*, 29-42, 2016.

WANG, X.; XIA, S. Q.; CHEN, L.; ZHAO, J.F. RENAULT, N. J.; CHOVELON, J. M. Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed film reactor. *Process Biochemistry*, 824-828, 2006.

WANG, X.; WANG, S.; ZHAO, J.; DAI, X.; PENG, Y. Combining simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal with post-denitrification for low carbon/nitrogen wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 2016.

YAO, P. Perspectives on technology for landfill leachate treatment: A review. *Arabian Journal of Chemistry*, 2013.

YUSOF, N.; HASSAN, M. A.; TABATABAEI, M.; OTHMAN, M. R. Nitrification of high-strength ammonium landfill leachate with microbial community analysis using fluorescence in situ hybridization (FISH). *Waste Management & Research*, 1–10, 2011.

XIE, Z.; WANG, Z.; WANG, Q.; ZHU, C.; WU, Z. An anaerobic dynamics membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: Performance and microbial community identification. *Bioresource Technology*, n. 161, p. 29-39, 2014.

ZENG, W.; LI, L.; YANG, Y.; WANG, X.; PENG, Y. Denitrifying phosphorus removal and impact of nitrite accumulation on phosphorus removal in a continuous anaerobic–anoxic–aerobic (A2O) process treating domestic wastewater. *Enzyme and Microbial Technology*, 134–142, 2011.

ZHU, G.; PENG, Y.; LI, B.; GUO, J.; YANG, Q.; WANG, S. Biological Removal of Nitrogen from Wastewater. *Rev Environ Contam Toxicol*, 159–195, 2008.