



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

GABRIELY DIAS DANTAS

**TRATAMENTO BIOLÓGICO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO**

CAMPINA GRANDE - PB
2021

GABRIELY DIAS DANTAS

**TRATAMENTO BIOLÓGICO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

CAMPINA GRANDE – PB
2021

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.

D192t Dantas, Gabriely Dias.

Tratamento biológico conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico [manuscrito] / Gabriely Dias Dantas. - 2021.

72 p.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2021.

"Orientação : Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."

1. Águas residuárias. 2. Lixiviado de aterro sanitário. 3. Amonificação. 4. Desnitrificação. I. Título

21. ed. CDD 628.3

GABRIELY DIAS DANTAS

**TRATAMENTO BIOLÓGICO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Aprovada em 08 de fevereiro de 2021.

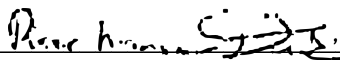
BANCA EXAMINADORA

confidens do arte. scize

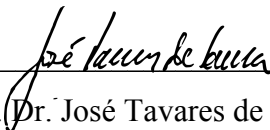
Prof. Dr. Valderi Duarte Leite
Orientador – UEPB



Profª. Dra. Ariuska Karla Barbosa Amorim
Examinadora externa – UNB



Profª. Dra. Rose Maria Duda
Examinadora externa – FATEC/UNESP



Prof. Dr. José Tavares de Sousa
Examinador interno – UEPB

CAMPINA GRANDE – PB
2021

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus, por estar sempre presente em minha vida e permitir que eu tivesse saúde e determinação para não desanimar durante a realização deste trabalho, sendo minha força e inspiração para seguir, mesmo nos momentos mais difíceis.

Aos meus pais, José e Adilza, pelo apoio, amor e incentivo em todos os momentos da minha vida. Por acreditarem em mim, e não medirem esforços para a concretização dos meus sonhos. Sem vocês, nada seria possível.

As minhas amadas irmãs Jussara e Gisele pelo amor, apoio e por sempre acreditarem em mim.

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

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

Ao Professor Dr. Valderi Duarte Leite pela dedicação, orientação, paciência e amizade.

Aos membros da banca examinadora, Ariuska Karla Barbosa Amorim, José Tavares de Sousa e Rose Maria Duda pelas contribuições.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), que contribuíram para a minha formação.

Aos meus queridos amigos do PPGCTA (Andreia, Bruna, Priscila, Jéssica, Timóteo, Adriano, Olávio, Jefferson) por todo carinho, respeito e amizade.

Aos amigos da EXTRABES, Seu Marcone, Paulo, Seu Marcos, Dona Marleide, Catarina, Thiago, obrigada!

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

A todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para realização desta pesquisa, muito obrigada!

RESUMO

Lixiviado de aterro sanitário é um resíduo líquido detentor de elevadas concentrações de matéria orgânica e inorgânica, nitrogênio amoniacal, entre outros contaminantes que podem causar efeitos adversos ao meio ambiente. Em vista às suas características químicas, o lixiviado necessita de tratamento adequado antes do seu lançamento em corpos receptores. Uma das alternativas empregada é o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico. Portanto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a aplicabilidade do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em um sistema constituído de reator UASB, filtro biológico percolador (FBP) e reator anóxico (RA). O substrato utilizado para alimentação do reator UASB consistia da mistura de 97% de esgoto doméstico com 3% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume). A operação do sistema experimental foi dividida em duas fases para avaliar o efeito da adição de oxigênio no processo de nitrificação, a primeira com duração de seis meses e a segunda de dois meses. As eficiências médias de remoção, para o sistema de tratamento, da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), demanda química de oxigênio filtrada ($DQO_{filtrada}$) e nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) foram de 82, 63 e 16% e de 80, 66 e 50%, nas fases 1 e 2, respectivamente. Constatou-se que a aeração forçada no filtro biológico percolador durante a fase 2 possibilitou maior eficiência no processo de nitrificação, propiciando remoção de 50% de nitrogênio amoniacal.

Palavras-chave: Águas residuárias. Lixiviado de aterro sanitário. Amonificação. Nitrificação. Desnitrificação.

ABSTRACT

Landfill leachate is a liquid waste with high concentrations of organic and inorganic matter, ammonia nitrogen, among other contaminants that can cause adverse effects on the environment. In view of its chemical characteristics, leachate needs adequate treatment before being released into receiving bodies. One of the alternatives employed is the combined treatment of landfill leachate and domestic sewage. Therefore, the objective of the present work was to evaluate the applicability of the combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a system consisting of UASB reactor, percolator biological filter (PBF) and anoxic reactor (AR). The substrate used to feed the UASB reactor consisted of a mixture of 97% of domestic sewage with 3% of landfill leachate (percentage by volume). The operation of the experimental system was divided into two phases to evaluate the effect of adding oxygen to the nitrification process, the first lasting six months and the second lasting two months. The average removal efficiencies, for the treatment system, of the total chemical oxygen demand (COD_{total}), filtered chemical oxygen demand ($COD_{filtered}$) and ammoniacal nitrogen ($N-NH_4^+$) were 82, 63 and 16% and 80, 66 and 50%, in phases 1 and 2, respectively. It was found that forced aeration in the percolator biological filter during phase 2 enabled greater efficiency in the nitrification process, providing removal of 50% of ammoniacal nitrogen.

Keywords: Wastewater. Landfill leachate. Ammonification. Nitrification. Denitrification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário.....	15
Figura 2. Principais rotas metabólicas exploradas em sistemas de tratamento biológico com ênfase na remoção de compostos nitrogenados.....	22
Figura 3. Principais mecanismos envolvidos no transporte e conversão de nitrogênio amoniacal em biofilmes.....	24
Figura 4. Esquema das etapas de redução e enzimas associadas ao processo de desnitrificação.....	28
Figura 5. Redução dissimilativa do nitrato realizada pela <i>Escherichia coli</i> e <i>Pseudomonas stutzeri</i>	28
Figura 6. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento biológico na Fase 1.....	30
Figura 7. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento biológico na Fase 2.....	31
Figura 8. Fotografias dos eletrodutos de PVC utilizados como material suporte no reator anóxico.....	31
Figura 9. Vista geral do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa.....	32
Figura 10. Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa/PB, com destaque para a localização do ponto de coleta do lixiviado.....	32
Figura 11. Comportamento do pH no substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico, durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.....	39
Figura 12. Alcalinidade Total (AT) no substrato e nos efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.....	41
Figura 13. Correlação entre Alcalinidade Total e pH no UASB durante a Fase 1 (a) e Fase 2 (b).....	42
Figura 14. Correlação entre Alcalinidade Total e pH no FBP durante a Fase 1 (a) e Fase 2 (b).....	43
Figura 15. Correlação entre pH e Alcalinidade Total no RA durante a Fase 1 (a) e Fase 2 (b).....	44
Figura 16. Concentrações de ácidos graxos voláteis (AGV) no substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador, e reator anóxico, durante o período de monitoramento.....	46

Figura 17. Variação da concentração de demanda química de oxigênio total no substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico durante o período de monitoramento.....	48
Figura 18. Demanda química de oxigênio nas amostras filtradas do substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador, e reator anóxico, durante o período de monitoramento.....	49
Figura 19. Concentração de NTK no substrato e efluentes dos respectivos reatores monitorados durante as Fases 1 e 2.	51
Figura 20. Concentrações médias de N-amoniaco no substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico durante o período de monitoramento.....	52
Figura 21. Correlação entre nitrogênio amoniacal e alcalinidade total no reator UASB durante a Fase 1 (a) e a Fase 2 (b).	53
Figura 22. Correlação entre nitrogênio amoniacal e alcalinidade total no FBP durante a Fase 1.	54
Figura 23. Concentrações de nitrito (NO_2^-) no efluente do filtro biológico percolador e do reator anóxico durante o período de monitoramento.....	55
Figura 24. Concentrações de nitrato (NO_3^-) no efluente do filtro biológico percolador e do reator anóxico durante o período de monitoramento.....	55
Figura 25. Correlação entre nitrogênio amoniacal e alcalinidade total no FBP durante a Fase 2.	56
Figura 26. Correlação entre nitrogênio amoniacal e alcalinidade total no reator anóxico durante a Fase 1 (a) e Fase 2 (b).	57
Figura 27. Fluxograma das rotas metabólicas de conversão do nitrogênio nas formas de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato durante a Fase 1.....	58
Figura 28. Fluxograma das rotas metabólicas de conversão do nitrogênio nas formas de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato durante a Fase 2.....	59
Figura 29. Concentrações de fósforo total no substrato e nos efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico, durante o período de monitoramento.....	60
Figura 30. Concentrações de ortofosfato no substrato e nos efluentes reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico, durante o período de monitoramento.....	61
Figura 31. Concentrações de sólidos suspensos totais e voláteis no substrato e nos efluentes reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico, durante o período de monitoramento.....	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estudos sobre o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico.....	20
Tabela 2. Parâmetros e procedimentos metodológicos que serão avaliados no período de monitoramento do sistema de tratamento biológico.....	35
Tabela 3. Dados provenientes da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico durante a Fase 1.	37
Tabela 4. Dados provenientes da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário durante a Fase 2.....	37
Tabela 5. Variação do pH e alcalinidade total no sistema experimental.	44
Tabela 6. Variação da alcalinidade teórica causada pelo efeito estequiométrico devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação durante as Fases 1 e 2.	45
Tabela 7. Valores médios de alcalinidade no afluente e efluentes e a variação obtida experimentalmente devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação nas Fases 1 e 2.....	45
Tabela 8. Equações exponenciais ajustadas com os dados obtidos durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.....	50
Tabela 9. Equações exponenciais ajustadas com os dados de NTK obtidos durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.....	52
Tabela 10. Equações exponenciais ajustadas com os dados de fósforo total obtidos durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.....	61

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ASMJP	Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa
AT	Alcalinidade Total
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AMO	Amônio Monooxygenase
BON	Bactérias Oxidadoras de Nitrito
BOA	Bactérias Oxidadoras de Amônia
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DBO₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio Total
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
ED	Esgoto Doméstico
ES	Esgoto Sanitário
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
FBP	Filtro Biológico Percolador
HAO	Hidroxilamina Oxireductase
LAS	Lixiviado de Aterro Sanitário
N-org	Nitrogênio Orgânico
NOR	Nitrito Oxireductase
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
PT	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Vinila
RA	Reator Anóxico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

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 Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico	17
3.3 Remoção Biológica de Nitrogênio	21
3.3.1 Amonificação.....	22
3.3.2 Nitrificação	23
3.3.3 Desnitrificação.....	27
4 MATERIAL E MÉTODOS	29
4.1 Local de Realização do Trabalho	29
4.2 Descrição do Sistema Experimental.....	30
4.3 Coleta do Lixiviado de Aterro Sanitário, Esgoto Doméstico e Esgoto Sanitário.....	32
4.4 Substrato	33
4.5 Operação do Sistema Experimental.....	33
4.6 Monitoração do Sistema Experimental.....	34
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	36
5.1 Caracterização Química do Lixiviado de Aterro Sanitário, Esgoto Doméstico e Esgoto Sanitário.....	36
5.2 Potencial Hidrogeniônico	39
5.3 Alcalinidade Total	41
5.4 Ácidos Graxos Voláteis	46
5.5 Demanda Química de Oxigênio	47
5.6 Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato	51
5.7 Fósforo Total e Ortofosfato	59
5.8 Sólidos Suspensos Totais e Voláteis	62
6 CONCLUSÕES.....	63

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico associado ao crescimento populacional tem influenciado diretamente a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), que necessitam de destinação e tratamento adequado (BESEN et al., 2016; MIAO et al., 2019). Atualmente, a opção técnica mais adequada para a destinação final dos RSU é o aterro sanitário (AHARONI et al., 2017; HAN et al., 2016). No entanto, esse método de destinação produz lixiviado de aterro sanitário, que é um resíduo líquido com características químicas complexas (BUTT et al., 2014).

Segundo Sá et al. (2012), cerca de 55% (percentagem em peso) dos RSU são constituídos de matéria orgânica putrescível. Quando confinada em aterro sanitário e em presença de um percentual significativo de água e em meio com ausência de oxigênio molecular livre, o processo de bioconversão desta matéria orgânica gera lixiviado de aterro sanitário, um resíduo líquido que apresenta elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica recalcitrante, que tendem a dificultar o tratamento desse efluente (EL-GOHARY & KAMEL, 2016; BASHIR et al., 2013).

O gerenciamento inadequado de lixiviado gerado em aterros sanitários pode causar impactos ambientais negativos, de forma a comprometer a disponibilidade e qualidade dos recursos naturais. Para proteger o meio ambiente, o lixiviado de aterro sanitário deve ser coletado e tratado adequadamente, de modo que possam ser atendidas as normas vigentes antes de ser lançado nos corpos receptores (DIAS, 2017; DIA et al., 2018).

Diversos estudos sobre o tratamento do lixiviado de aterro sanitário estão sendo desenvolvidos, no entanto, em virtude do elevado custo e à complexidade para atingir os padrões de lançamento, seu tratamento pode ser considerado um grande desafio ambiental, sendo necessária a busca por tecnologias que possibilitem um tratamento viável desse efluente. Os métodos baseados em processos biológicos têm sido amplamente utilizados no tratamento de lixiviados por serem considerados um tratamento simples e com baixo custo (YONG et al., 2018).

Uma das alternativas para o tratamento de lixiviado de aterros sanitários é o tratamento conjugado com esgoto doméstico. A combinação tem se mostrado como uma boa alternativa, sendo investigada por diversos autores, que consideram uma solução adequada para cidades que têm Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) e que possibilite a capacidade de receber a contribuição de lixiviado, sem que haja interferências negativas em

seu desempenho no que concerne às eficiências de remoção de material carbonáceo, nutrientes e microrganismos (NASCENTES et al., 2016).

Experiências com reatores UASB, lodos ativados, filtros biológicos percoladores, biofiltro aerado submerso, lagoas de estabilização, processos físicos e químicos, ou combinação desses têm sido estudadas (ARAÚJO, 2018; FERRAZ et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2015; MIORIM, 2017; WU et al., 2019). No tratamento biológico conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico a associação dos processos anaeróbio, aeróbio e anóxico pode propiciar maior eficiência de remoção de material nitrogenado e carbonáceo (RENOU et al., 2008).

Os sistemas anaeróbios, como os reatores UASB, que são amplamente difundidos no tratamento de esgoto doméstico podem ser aplicados no tratamento de lixiviados com o objetivo de remoção de matéria orgânica carbonácea (ABDELGADIR et al., 2014). No entanto, esses processos não possibilitam a remoção eficiente de nutrientes, e os filtros biológicos percoladores (FBP), por sua vez, podem ser utilizados no polimento de efluentes de reatores anaeróbios, removendo compostos nitrogenados através da oxidação, em ambiente aeróbio, e podendo, posteriormente serem removidos em outro reator que possui ambiente anóxico, através da sua redução.

Nesse cenário, estudos recentes mostram que dentre os diversos processos disponíveis, as tecnologias que realizam a combinação de processos anaeróbio, aeróbio e anóxico vêm mostrando ser uma opção viável de tratamento, apresentando vantagens quanto aos aspectos econômicos e técnicos, pois esses sistemas podem promover a remoção de material carbonáceo, nitrificação e desnitrificação (ARAUJO, 2018; OLIVEIRA et al., 2015; SILVA e LEITE, 2014; LEITE et al., 2017).

Dessa forma, o presente trabalho objetiva analisar o desempenho do processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em um sistema constituído de reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), filtro biológico percolador (FBP) e reator anóxico (RA), com ênfase na remoção biológica de material nitrogenado e carbonáceo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a remoção biológica de material nitrogenado e carbonáceo, em sistema experimental fundamentado nos processos anaeróbio, aeróbio e anóxico, tratando substrato constituído por lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o desempenho do reator UASB quanto à remoção de material carbonáceo expresso em termos de DQO total e filtrada e ao processo de amonificação de nitrogênio orgânico presente no substrato (LAS+ED);
- Investigar o desempenho do filtro biológico percolador quanto ao processo de nitrificação, levando-se em consideração os parâmetros operacionais aplicados;
- Avaliar o desempenho do reator anóxico quanto ao processo de desnitrificação;
- Analisar a eficiência da combinação dos três processos quanto à remoção de material carbonáceo e nitrogenado, quando submetido a diferentes condições operacionais;
- Otimizar parâmetros operacionais para reatores biológicos em maiores escalas aplicados aos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação de substratos com características químicas semelhantes as estudadas neste trabalho.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo dispõe sobre uma revisão de literatura acerca do lixiviado de aterro sanitário, de suas principais características, da produção e dos processos de tratamento, bem como sobre os processos de tratamento biológico conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em diferentes tipos de sistemas. Enfoca-se ainda os fundamentos dos processos de remoção biológica de nitrogênio, enfatizando os principais fatores intervenientes.

3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário

No Brasil, um dos métodos mais empregados na disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU) é o aterro sanitário. Entretanto, um dos problemas gerados pelos aterros é a produção de lixiviado, o que ocasiona o aumento no custo de disposição final dos resíduos (SILVA et al., 2016).

Lixiviado de aterro sanitário é uma matriz aquosa de alta complexidade e variabilidade, produzido durante a decomposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários, sendo resultante da degradação física, química e biológica dos resíduos e da percolação das águas pluviais. Apresenta, geralmente, em sua composição química, elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos, na forma dissolvida e coloidal; coloração escura e concentração variável além de metais pesados, compostos xenobióticos, nitrogênio amoniacal, entre outros. Tais características dificultam o tratamento via processos biológicos, principalmente os provenientes de aterros que apresentam idade elevada (KJELDSEN et al., 2002; AMOR et al., 2015; ZHANG et al., 2017).

A composição química do lixiviado de aterro sanitário é altamente variável e geralmente não há informações necessárias sobre a toxicidade dos compostos químicos presentes (BOONNORAT et al., 2018). Entre seus componentes incluem-se compostos orgânicos dissolvidos, compostos orgânicos voláteis, substâncias húmicas e fúlvicas, macromoléculas inorgânicas (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^- , HCO_3^-), metais pesados potencialmente tóxicos (Cd^{+2} , Cr^{+3} , Cu^{+2} , Pb^{+2} , Ni^{+2} , Zn^{+2}), compostos xenobióticos (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e pesticidas). A maioria destes compostos é considerada persistente no meio ambiente, podendo apresentar características carcinogênicas. Tais características justificam a importância do tratamento do lixiviado para fins de

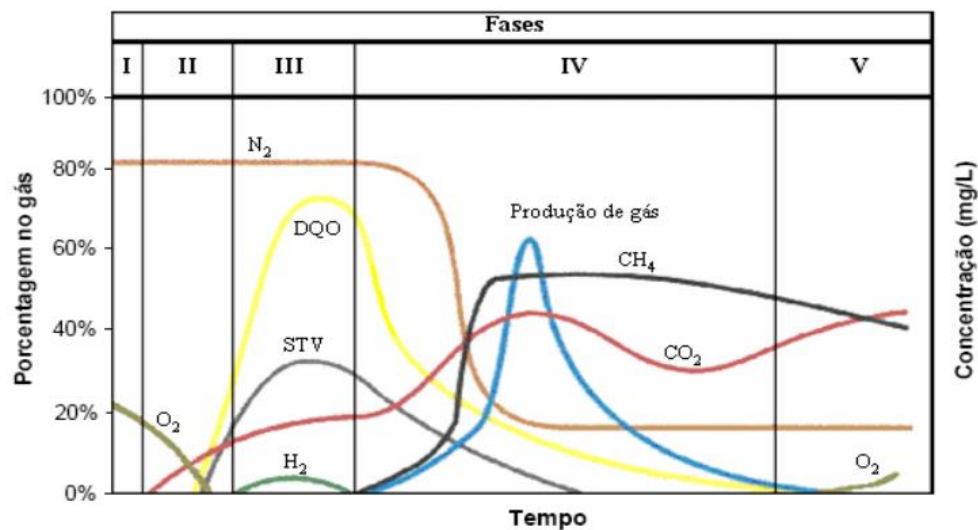
atendimento às normas legais vigentes de descarte em corpos receptores (ABBAS et al., 2009; PENG, 2013; RIGOBELLO et al., 2015).

Dentre os fatores mais importantes que interferem na produção de lixiviado de aterro sanitário e na sua composição química podem ser citados: características físicas do resíduo (composição, granulometria, idade); condições ambientais (geologia, regime pluviométrico, temperatura, condições climáticas); características do aterro (aspectos construtivos, grau de compactação dos resíduos, propriedades do terreno, idade do aterro) e o grau de estabilização (hidrólise, adsorção, biodegradação, dissolução, diluição, troca iônica) (KJELDSEN et al., 2002; KURNIAWAN et al., 2006; RENOUE et al., 2008).

Segundo Castilhos Jr et al. (2003), os resíduos sólidos urbanos aterrados apresentam composição química variada, e sofrem influência de agentes naturais, como a chuva e microrganismos, que resultam em reações biológicas. Durante esse processo de degradação ocorre a dissolução dos elementos minerais e o carregamento pela água de percolação das partículas finas e do material solúvel. O conjunto desses fenômenos ocasiona a geração do lixiviado de aterro sanitário.

O modelo mais recente que descreve a sequência do processo de biodegradação que ocorre em um aterro sanitário até sua estabilização foi proposto por Pohland e Harper (1986). Na Figura 1 é apresentado o comportamento temporal dos diversos elementos que participam das cinco etapas do modelo de Pohland e Harper. Esse comportamento foi observado em um aterro experimental em escala piloto. O lixiviado foi recirculado a fim de aperfeiçoar o processo de estabilização (POHLAND; HARPER, 1986).

Figura 1. Processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário.



Fonte: POHLAND e HARPER (1986).

Analisando o modelo apresentado na Figura 1, o processo de degradação de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é dividido em cinco fases. Na fase inicial (Fase I), o oxigênio presente no meio é rapidamente consumido, resultando na produção de dióxido de carbono e no aumento da temperatura interna das células. Esta fase apresenta curta duração e o lixiviado é produzido a partir da umidade dos resíduos aterrados. Na fase de transição (Fase II), ocorre a mudança de um ambiente aeróbio (oxidante) para um ambiente anaeróbio (reductor), quando a capacidade de campo é alcançada, que é o limite máximo que o resíduo pode reter umidade, há aumento na produção de ácidos graxos voláteis (AGV). Já na fase de acidificação (Fase III), anaeróbia, ocorre a hidrólise dos resíduos, produção elevada de ácidos graxos voláteis e diminuição do pH para uma faixa de 5,5 a 6,5. Durante a Fase IV, ocorre o aumento do pH, devido ao consumo dos ácidos intermediários, e a intensificação na taxa de produção de gás metano e dióxido de carbono, sendo reduzida a carga orgânica presente no lixiviado. Na Fase V, ocorre a redução da atividade microbiana, e conseqüentemente há diminuição na produção de biogás; a biodegradação persiste lentamente podendo haver a formação de substâncias húmicas (MORAVIA et al., 2011; POHLAND, HARPER, 1986).

É importante ressaltar que, a descrição do modelo de Pohland e Harper (1986) não retrata na prática o processo que realmente ocorre em um aterro, visto que o tempo para ocorrer o preenchimento de um aterro sanitário é longo e bastante variável. Na realidade, as cinco fases ocorrem de forma simultânea em diferentes locais do aterro, ou seja, RSU confinados logo no início de carregamento do aterro estarão numa fase de estabilização mais avançada em comparação aos outros pontos do aterro sanitário que possuem resíduos sólidos mais recentes (TELLES, 2010).

O lixiviado produzido nos aterros sanitários é dependente de diversos fatores e apresenta significativas variações na sua composição em função da idade do aterro, o que está relacionado ao estado de degradação dos resíduos aterrados, pelo qual é considerado o parâmetro mais aceitável para a classificação do lixiviado (KJELDSEN et al., 2002; KLIMIUK e KULIKOWSKA, 2006; RENOUE et al., 2008).

Lixiviado de aterro sanitário apresenta diversos riscos ao meio ambiente e deve ser coletado de forma adequada e tratado antes de ser lançado ao meio. Diversos estudos têm avaliado formas de tratar o lixiviado para que este possa ser descartado com segurança, e assim, atender aos padrões estabelecidos pelas normas ambientais.

3.2 Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico

O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico é uma alternativa tecnológica que vem se desenvolvendo e está sendo cada vez mais aplicada para o tratamento simultâneo de diferentes águas residuárias. Esse processo possibilita uma redução significativa na carga orgânica aplicada no sistema de tratamento, assim como o regulamento nutricional dos sistemas de tratamento biológico.

O controle da quantidade de lixiviado adicionada ao esgoto doméstico para o tratamento em ETE é fundamental para o bom funcionamento do processo nos reatores biológicos. Em um estudo realizado por Santos (2009), observou-se que o reator UASB operando com proporção de 1% de lixiviado de aterro sanitário mais 99% de esgoto doméstico alcançou eficiência de remoção de DQO de 72,9%.

A utilização de reatores UASB pode ser considerada como uma opção para remoção de matéria orgânica presente em lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico. Há diversos estudos que evidenciam o uso de reatores UASB como sendo uma alternativa viável no tratamento de lixiviado e esgoto doméstico quando empregado em condições ótimas, temperatura e tempo de detenção hidráulica adequados (MIORIM, 2017). No entanto, a operação dessa tecnologia em escala real possibilita a existência de uma redução drástica de eficiência, pois há bastante dificuldade no controle da temperatura e ocorrem variações sazonais na composição do lixiviado (PAIXÃO FILHO, 2017).

Torres et al. (2009) avaliaram o tratamento anaeróbico combinado em reatores UASB de substrato constituído de 95% de esgoto doméstico e 5% de lixiviado de aterro sanitário. O sistema experimental alcançou bons resultados, não apresentando interferências devido a adição de lixiviado e, para um TDH de 8 horas e carga orgânica volumétrica de 2,84 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, a eficiência de remoção de DQO foi de 70%. No entanto, o autor destaca a importância da aplicação de um pós-tratamento para remoção complementar da matéria orgânica e de nutrientes.

Ferreira et al. (2009) avaliaram um sistema constituído de dois reatores UASB, em escala piloto, tratando esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário nas porcentagens de 1% (lixiviado bruto) e 10% (lixiviado pré-tratado por *stripping*). As eficiências médias de remoção de DBO foram de 55% e 45%, para os reatores utilizando a proporção de 1% e 10% de lixiviado de aterro sanitário, respectivamente.

Campos (2012) estudou uma série de lagoas de estabilização rasas na avaliação da eficiência de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto sanitário.

Nesse estudo, a proporção utilizada de lixiviado foi de 1% e os resultados indicaram que a alcalinidade teve uma redução de 30%, alcançando o valor de 292 mg CaCO₃.L⁻¹. As eficiências de remoção de DQO, DBO₅ e nitrogênio amoniacal foram de 49%, 69% e 86%, respectivamente.

Silva e Leite (2014) analisaram um sistema constituído por reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador, utilizado para tratar lixiviado de aterro sanitário conjugado com esgoto doméstico, na proporção de 1%, com o objetivo de remover material orgânico e nitrogenado. O estudo mostrou-se como uma alternativa viável e eficiente para o tratamento de lixiviado, obtendo eficiências de remoção de DBO₅ de 76%, DQO total de 89%, DQO solúvel de 73% e Nitrogênio Amoniacal de 61%.

Ferraz et al. (2014) monitoraram um biofiltro aeróbio submerso (BAS) em escala piloto para avaliar o co-tratamento de águas residuais e lixiviados de aterros sanitários pré-tratados por *stripping* de amônia. As proporções de lixiviado testadas foram 0, 2 e 5%. Em um tempo de retenção hidráulica de 24 horas, o BAS teve melhor eficiência quando operado com uma razão volumétrica de 2% de lixiviado, possibilitando a remoção de 98% da DBO e 80% da DQO afluente. A remoção de nitrogênio amoniacal total foi de 90%, principalmente por nitrificação, e o desempenho do BAS nas proporções volumétricas de 0 e 2% foram iguais.

Segundo Oliveira et al. (2015), o tratamento conjugado de lixiviado com esgoto doméstico pode ser uma alternativa viável, em virtude do seu baixo custo e facilidade de operação. Em seu estudo, foi avaliado o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro biológico percolador (FBP). A proporção de lixiviado utilizada no tratamento foi de 10%. O tratamento proporcionou uma eficiência de remoção de DQO total de 46% no reator UASB, e 57% no sistema UASB+FBP.

Em estudo realizado por El-Gohary e Kamel (2016) apresenta-se a análise da eficiência do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico através de três processos de tratamento biológico: aeróbio, anaeróbio e anaeróbio/aeróbio. Foram utilizadas três concentrações de lixiviado em cada tratamento, nas proporções de 5,9%, 25% e 50%, correspondendo a valores médios de DQO de 1.166, 4.207 e 7.830 mg O₂.L⁻¹, respectivamente. Utilizando-se a proporção de 5,9%, o tratamento que se mostrou mais eficiente foi o anaeróbio/aeróbio. Com o aumento para 50%, os valores de remoção de DQO e DBO via processo anaeróbio/aeróbio foram de 52,2% e 54,8%, respectivamente.

Yuan et al. (2016) avaliaram o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, e o seu efeito no processo de nitrificação. O sistema foi constituído por três reatores de bateladas sequenciais, e foram utilizadas três proporções de lixiviado (com e sem *stripping*): 2,5%, 5% e 10%. O estudo mostrou que a proporção de lixiviado de 2,5% melhorou a eficiência de remoção de nutrientes do sistema sem comprometer a remoção de material carbonáceo. Em termos de DQO, a eficiência de remoção foi de aproximadamente 87% com e sem pré-tratamento. Ao utilizar as proporções de 5% e 10% de lixiviado, a eficiência de remoção de DQO foi reduzida para 80% e 63%, respectivamente. Observou-se que a alta concentração de nitrogênio amoniacal no lixiviado não impactou no processo de nitrificação.

Capodici et al. (2019) investigaram o efeito de diferentes relações carbono/nitrogênio e a carga nitrogenada em um reator de batelada sequencial (RBS) tratando lixiviados de aterro com águas residuárias municipais. O objetivo era encontrar uma relação C/N ideal para maximizar o desempenho. Os resultados demonstraram que a relação C/N superior a 6 não era favorável ao crescimento autotrófico e uma relação C/N significativamente menor que 4 causou uma condição de estresse para a biomassa, levando a um excesso na produção de produtos metabólicos solúveis (SMP).

Wu et al. (2019) utilizaram um reator UASB, um reator aeróbio/anóxico e um reator anaeróbio em batelada (ASBR) no tratamento de lixiviados de aterro sanitário. Durante os tratamentos, realizaram uma diluição de 1:2 usando esgoto doméstico, obtendo concentrações de DQO, NH_4^+ e Nitrogênio Total (NT) no afluente de 900, 420 e 430 mg.L^{-1} , respectivamente. Após o tratamento, a DQO final, NH_4^+ e NT foram reduzidos a concentrações médias de 95, 13 e 36 mg.L^{-1} , respectivamente.

Diversos estudos têm avaliado a viabilidade do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico e quais impactos a adição de lixiviado tem causado nos sistemas de tratamento e na qualidade do efluente gerado. Uma síntese dos estudos apresentados anteriormente e desenvolvidos em escala de laboratório, piloto e em ETE são apresentados na Tabela 1, com as principais características e algumas observações feitas pelos autores.

Tabela 1. Estudos sobre o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico

Observações do estudo	Percentuais de lixiviado	Características do tratamento	Referência
Com proporção de 1% de LAS e 99% de ED, o reator UASB mostrou uma eficiência de remoção de DQO (72,9%) e DBO (80,2%).	1%	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)	SANTOS (2009)
Para um TDH de 8 horas e COV de 2,84 kg.m ⁻³ .d ⁻¹ , houve uma eficiência de remoção de DQO de 70%.	5%	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)	TORRES (2009)
Nas proporções de 1 e 10% de LAS, as eficiências médias de remoção de DBO foram de 55% e 45%, respectivamente.	1 a 10%	Dois reatores UASB em escala piloto	FERREIRA et al. (2009)
A eficiência de remoção de DQO, DBO e nitrogênio amoniacal foram de 49%, 69% e 86%, respectivamente.	1%	Lagoas de estabilização rasas	CAMPOS (2012)
O estudo apresentou eficiências de remoção de DBO ₅ de 76%, DQO total de 89%, DQO solúvel de 73% e Nitrogênio Amoniacal de 61%.	1%	Reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador	SILVA E LEITE (2014)
Com proporção de 2% de LAS, possibilitou a remoção de 98% de DBO, 80% de DQO e 90% de NH ₄ ⁺ .	0, 2 e 5%	Biofiltro aerado submerso (BAS)	FERRAZ et al. (2014)
O sistema proporcionou uma eficiência de remoção de DQO de 88,5% e 84,1% para as misturas de 2% e 3%, respectivamente.	2 e 3%	Lodos ativados	NASCENTES et al. (2015)
O tratamento proporcionou uma eficiência de remoção de DQO total de 46% no reator UASB, e 57% no sistema UASB+FBP.	10%	Reator UASB seguido de filtro biológico percolador	OLIVEIRA et al. (2015)
Com proporção de 5,9% de LAS, o tratamento anaeróbio/aeróbio apresentou maior eficiência.	5,9, 25 e 50%	Sistema aeróbio, anaeróbio e anaeróbio/anóxico	EL-GOHARY E KAMEL (2016)
Proporção de 2,5%: Remoção de DQO de 87%. Proporções de 5 e 10%: a eficiência de remoção de DQO foi reduzida para 80% e 63%.	2,5, 5 e 10%	Reatores de bateladas sequenciais	YUAN et al. (2016)

Os resultados demonstraram que um equilíbrio adequado entre taxa de aplicação e C/N é crucial para alcançar alta eficiência.		Reator de batelada sequencial	CAPODICI et al. (2019)
Após o tratamento, a DQO final, NH_4^+ e NT foram reduzidos para 95 mg.L^{-1} , 13 mg.L^{-1} e 36 mg.L^{-1} , respectivamente.	50%	Reator UASB, reator de oxidação de amônia e um reator anaeróbico (ANNAMOX)	WU et al. (2019)

Ao analisar os dados advindos dos sistemas experimentais estudados é possível constatar que o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com águas residuárias que apresenta melhores resultados são aqueles que utilizam a combinação de mais sistemas, sejam eles aeróbios, anaeróbios ou anóxicos. Diversos trabalhos têm sido realizados em locais diversificados do mundo, com o intuito de promover o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e águas residuárias. No entanto, ainda existem questionamentos em relação à proporção de lixiviado que pode ser utilizada e quais as possíveis interferências que este efluente tão complexo pode vir a causar aos microrganismos presentes em sistemas de tratamento biológico, e por este motivo, torna-se imprescindível a realização de estudos que tornem o tratamento do lixiviado de aterro sanitário viável.

3.3 Remoção Biológica de Nitrogênio

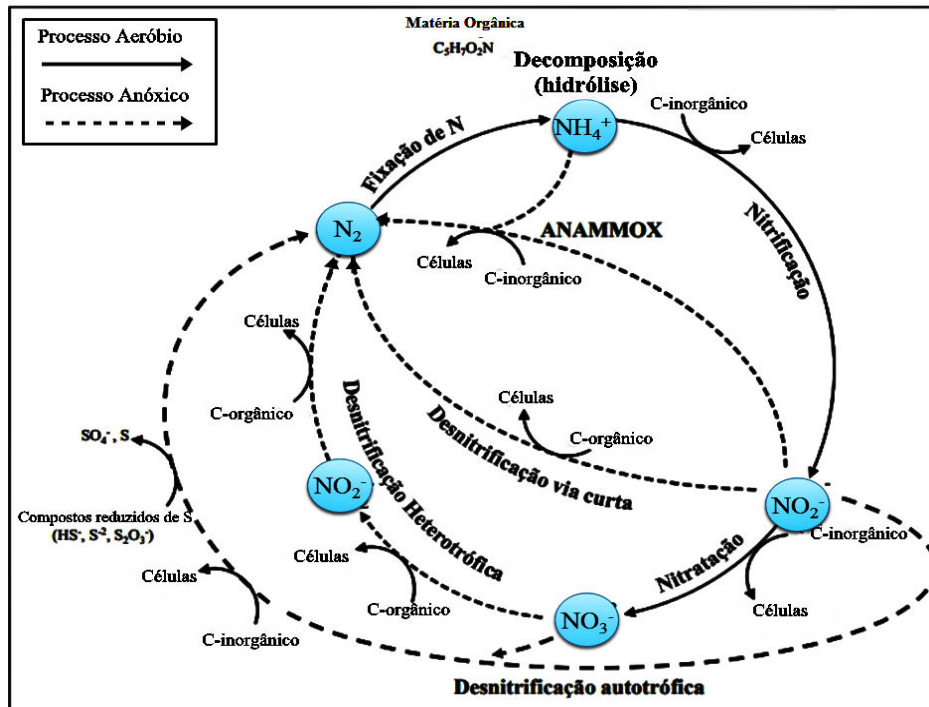
O nitrogênio é um macronutriente essencial à vida, no entanto, a quantidade excessiva de compostos nitrogenados no meio aquático pode ter efeito indesejável, propiciando a eutrofização em ecossistemas (ZHANG et al., 2017). Segundo Howarth (2004), a poluição por nitrogênio está diretamente vinculada à acidificação dos solos e à perda da biodiversidade em vários ecossistemas aquáticos e terrestres.

Para a remoção de nitrogênio, as tecnologias baseadas nos processos biológicos têm evidenciado a sua viabilidade econômica, quando comparadas aos processos físicos e químicos. A escolha de um tratamento adequado dos efluentes que contenham elevadas concentrações de compostos nitrogenados é necessária para evitar possíveis problemas ambientais e corrigir as características indesejáveis, de tal forma que sua disposição final possa atender a legislação ambiental vigente (DIA et al., 2018; WIEGAND et al., 2016).

O nitrogênio se encontra em diferentes formas no meio líquido: na forma orgânica, de nitrogênio amoniacal, de nitrito (NO_2^-) e de nitrato (NO_3^-). No esgoto doméstico, cerca de 60% do nitrogênio apresenta-se na forma orgânica, sendo formada por ureia, aminoácidos e

proteínas; e 40% na forma de nitrogênio amoniacal, que pode ocorrer tanto na forma gasosa (NH_3), como na forma iônica (NH_4^+). Em sistemas de tratamento biológico, o nitrogênio presente pode ser transformado em outras formas, de acordo com as condições do meio. Na Figura 2 são apresentadas as principais rotas metabólicas exploradas em sistemas biológicos que visam transformar os compostos nitrogenados em nitrogênio molecular.

Figura 2. Principais rotas metabólicas exploradas em sistemas de tratamento biológico com ênfase na remoção de compostos nitrogenados.



Fonte: Adaptado de Silva (2016).

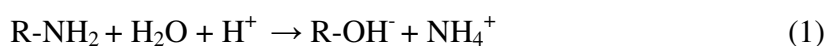
3.3.1 Amonificação

Compostos orgânicos nitrogenados são substâncias frequentemente encontradas nas águas residuárias. As proteínas, um dos principais componentes das águas residuárias, cerca de 40 a 60%, são coloides insolúveis em água que passam pelo processo de hidrólise, através da ação de enzimas, liberando os aminoácidos (VON SPERLING, 2005). Outro importante composto orgânico nitrogenado é a ureia, que constitui o maior componente da urina. Durante a decomposição de aminoácidos, ureia e nucleotídeos ocorre a liberação de grupos amina, processo denominado de amonificação.

O processo de amonificação resulta na produção de nitrogênio reduzido sob duas formas: amônia livre (NH_3) e íon amônio (NH_4^+). A quantidade de cada forma presente no meio líquido é dependente do pH e temperatura, sendo que em valores de pH menores que 9,

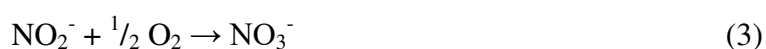
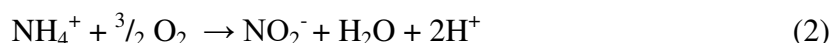
a maior parte do nitrogênio reduzido está na forma de NH_4^+ , e em pH acima de 12 praticamente todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma gasosa (METCALF e EDDY, 2003).

Em ambientes anaeróbios pode ocorrer o processo de amonificação (Equação 1), no qual o nitrogênio orgânico é convertido em íon amônio (NH_4^+) por meio da ação de bactérias e reações bioquímicas catalisadas por enzimas. Esse processo pode ocorrer em diversos tipos de sistemas anaeróbios, como os reatores UASB. Neste processo observa-se que além da formação de nitrogênio amoniacal, há também produção de hidroxila (OH^-), o que pode favorecer o processo de nitrificação, visto que nesta etapa há consumo de alcalinidade e redução do pH (METCALF & EDDY, 2003).



3.3.2 Nitrificação

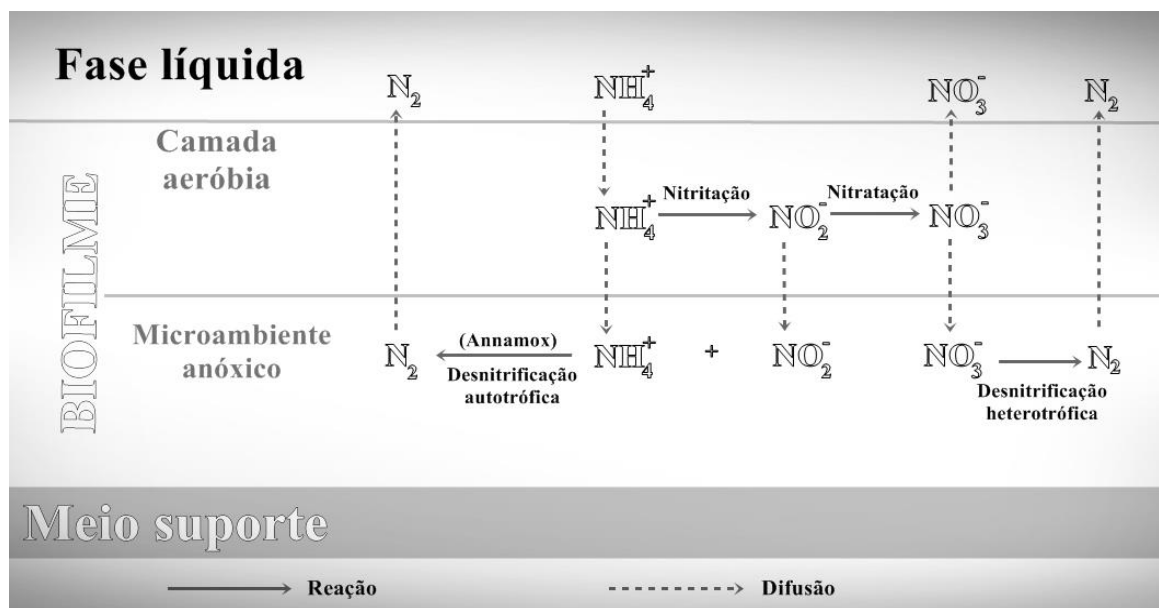
Nos processos de tratamento biológico, o nitrogênio amoniacal presente em águas residuárias pode ser removido por meio de duas etapas sequenciais, a nitrificação e a desnitrificação. O processo de conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato é denominado nitrificação, sendo esta uma transformação mediada por microrganismos de diferentes gêneros em um processo que envolve duas etapas: a nitritação (equação 2), com oxidação de nitrogênio amoniacal a nitrito, e a nitratação (equação 3) com a oxidação de nitrito a nitrato. Aerobiamente, microrganismos nitrificantes oxidam nitrogênio amoniacal, porém apenas a nitrito, enquanto outro grupo de bactérias oxida o nitrito a nitrato. Assim, a oxidação completa da amônia a nitrato é realizada por dois grupos de organismos que atuam em simbiose, as oxidantes da amônia e oxidantes do nitrito. As reações apresentadas nas Equações 2 e 3 ilustram as transformações globais ocorridas nas etapas de nitritação e nitratação, respectivamente.



Em condições aeróbias, como nos filtros biológicos percoladores, o processo de nitrificação pode ocorrer, dependendo das condições aplicadas ao reator. O filtro biológico

percolador é um reator biológico, constituído por um tanque preenchido de materiais inertes, com tamanho, forma e interstícios que possibilitam a circulação natural ou forçada de ar. Nesse tipo de reator, o processo de tratamento ocorre junto aos microrganismos que crescem aderidos e formam o biofilme no material suporte. O reator recebe o efluente na parte superior e o oxigênio necessário para as conversões bioquímicas realizadas pelas comunidades de microrganismos formadas é fornecido através de aeração. Na Figura 3 são apresentados os principais mecanismos envolvidos no transporte e conversão de nitrogênio amoniacal em biofilmes.

Figura 3. Principais mecanismos envolvidos no transporte e conversão de nitrogênio amoniacal em biofilmes.



Fonte: Adaptado de Helmer-Madhok et al., (2002).

Em algumas situações, o desenvolvimento e a formação do biofilme pode causar resistência à difusão de oxigênio dissolvido e nitrogênio amoniacal. Como consequência desse processo, há geração de gradientes de concentração no meio que permitem que os microrganismos executem diferentes vias metabólicas. Como observado na Figura 3, a qual esquematiza os possíveis mecanismos envolvidos no transporte de nitrogênio amoniacal em biofilmes, é possível constatar que a disponibilidade de nitrogênio amoniacal nas camadas superficiais (ambiente aeróbio) do biofilme possibilita o desenvolvimento de microrganismos nitrificantes autotróficos responsáveis pela oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e nitrato, e nas camadas inferiores (ambiente anóxico) os microrganismos desnitrificantes autotróficos e heterotróficos estritos ou facultativos, que na ausência de oxigênio dissolvido

utilizam NO_3^- como acceptor final de elétrons (FU et al., 2010; VIRDIS et al., 2011; GUADIE et al., 2014).

Para que a nitrificação ocorra de forma eficiente é necessário que a concentração de matéria orgânica seja mínima, visto que as bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes utilizam o O_2 como acceptor final de elétrons para a realização de suas atividades metabólicas. A competição entre bactérias heterotróficas e nitrificantes por oxigênio tem grande importância durante o processo de nitrificação, sendo alvo de muitas investigações (ZOPPAS et al., 2016).

O processo de nitrificação, portanto, é altamente influenciado pela carga orgânica aplicada ao reator: sob alta carga orgânica, a maior parte do oxigênio presente no biofilme é consumido por bactérias heterotróficas para oxidação da matéria orgânica, e por esse motivo, é importante que a carga orgânica aplicada e a aeração do sistema sejam controladas a fim de favorecer o desempenho da biomassa nitrificante em detrimento da atividade heterotrófica.

A variedade de microrganismos presentes nos biofilmes é grande, e à medida que a biomassa se adere e cresce na superfície do meio suporte, o tamanho dos poros tende a diminuir, causando um aumento da velocidade de escoamento do efluente. Com o acréscimo da velocidade, a tensão de cisalhamento pode causar o desprendimento de parte do biofilme aderido, sendo esta uma forma natural de controle da população microbiana do meio (VON SPERLING, 2014).

Os microrganismos presentes no meio podem ser afetados diretamente pelo estado químico e físico, sendo alguns fatores limitantes para seu crescimento, como a temperatura, pH, alcalinidade, disponibilidade de oxigênio (WIEGAND et al., 2016). Durante a reação de nitrificação observa-se a produção de íons de hidrogênio (H^+), o que provoca o consumo de alcalinidade e torna esse parâmetro bastante importante durante o monitoramento do sistema experimental, visto que o processo de nitrificação ocorre em uma faixa de pH restrita, e em baixos valores de pH esse processo pode ser inibido. As melhores eficiências de nitrificação são obtidas numa faixa de pH entre 6,5 e 8,5 (METCALF & EDDY, 2003).

Segundo Daims et al. (2015), a nitrificação ocorre em duas etapas que são realizadas por dois grupos de microrganismos distintos filogeneticamente, as bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e as bactérias oxidadoras de nitrito (BON). Esse processo é realizado pela ação de um grupo de microrganismos, principalmente bactérias, sendo grande parte delas pertencentes a determinados gêneros mais frequentes, como o gênero *Nitrosomonas*, responsável pela conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito e o gênero *Nitrobacter*, responsável pela conversão de nitrito a nitrato (METCALF & EDDY, 2003).

Com relação aos grupos microbianos envolvidos na nitrificação, a oxidação do nitrogênio amoniacal era frequentemente associada à atividade dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus*, enquanto que a oxidação do NO_2^- era atribuída à atividade do gênero *Nitrobacter*. Com o surgimento das técnicas de biologia molecular, novos gêneros foram identificados e reportados como os responsáveis pelos processos. Entre eles destacam-se os gêneros *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobus* na oxidação íon amônio, e os gêneros *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* e *Nitrocystis* na oxidação de nitrito (AHN, 2006).

A nitrificação é um processo que se inicia dentro da membrana citoplasmática da bactéria nitrificante, no qual o nitrogênio é oxidado à hidroxilamina (NH_2OH), sendo esta reação mediada pela enzima amônia *monooxigenase*. Posteriormente, a hidroxilamina é transportada para o periplasma, onde é convertida para nitrito, reação mediada pela enzima hidroxilamina *oxidoreductase* (HAGOPIAN e RILEY, 1998; JIANLONG e NING, 2004). A amônia *monooxigenase* é uma proteína integral de membrana, enquanto a hidroxilamina *oxidoreductase* é periplasmática. Bactérias oxidantes de nitrito, como *Nitrobacter*, utilizam a enzima nitrito *oxidoreductase* na oxidação de nitrito a nitrato, com os elétrons sendo transferidos por uma cadeia muito curta de transporte de elétrons até a oxidase terminal. Devido à quantidade de energia relativamente pequena obtida a partir da oxidação de nitrogênio amoniacal a nitrito, o crescimento das bactérias nitrificantes é relativamente baixo (MADIGAN et al., 2010).

Diferentemente da remoção biológica do nitrogênio por meio do processo convencional, têm-se desenvolvido tecnologias que possibilitam o acúmulo de nitrito durante o processo de nitrificação e utilização deste íon como aceptor de elétrons no processo de desnitrificação (GE et al., 2012). Esse processo tem-se mostrado promissor para águas residuárias que apresentam elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, pois se torna possível a inibição da transformação de nitrito a nitrato, em determinadas concentrações (RUIZ et al., 2003).

Durante a oxidação do nitrogênio amoniacal, o acúmulo de nitrito causa a inibição do processo de nitrificação. Em elevadas concentrações de NH_4^+ , o nitrito raramente é observado, devido a taxa de crescimento de microrganismos nitratantes ser maior que dos nitrificantes. A remoção biológica via nitrito pode proporcionar uma economia de 25% de oxigênio dissolvido no processo de nitrificação e 40% na demanda de carbono orgânico para o processo de desnitrificação, o que torna esse processo bastante interessante para o tratamento de efluentes com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e baixa relação

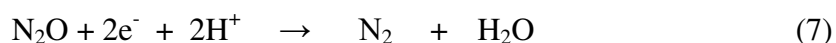
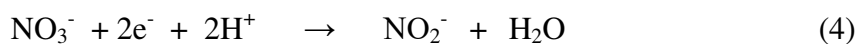
carbono/nitrogênio, como os lixiviados de aterro sanitário estabilizados (VILLAVERDE et al., 1997; BAE et al., 2002; KJELDSEN et al., 2002).

3.3.3 Desnitrificação

Nos processos aeróbios, o oxigênio é utilizado pelos microrganismos comoceptor final de elétrons. No entanto, a ausência de oxigênio permite o desenvolvimento de microrganismos que possuem a capacidade de utilizar como aceptores de elétrons outros íons inorgânicos, como os nitratos, sulfatos e carbonatos (VON SPERLING, 1997).

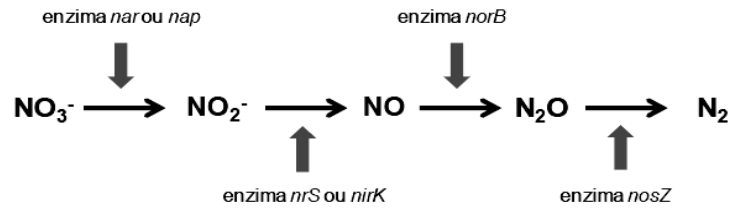
O processo de desnitrificação é realizado por microrganismos sob condições limitadas de oxigênio ou anóxicas, utilizando compostos nitrogenados inorgânicos como aceptores finais de elétrons. Em ambiente anóxico, o nitrato ou nitrito podem ser utilizados comoceptor final de elétrons, podendo ser reduzido a nitrogênio molecular. O nitrogênio livre é o principal componente do ar e a sua liberação não causa impactos ambientais (BHUVANESH et al., 2013).

Este processo é realizado por bactérias heterotróficas facultativas, que utilizam o nitrato comoceptor final de elétrons e um doador de elétrons como fonte de carbono e energia. A desnitrificação segue a sequência de reações mostrada nas equações 4, 5, 6 e 7, sendo que em cada etapa atua uma enzima redutase específica, associada às transformações (METCALF & EDDY, 1991).



Durante o processo de desnitrificação, o nitrato (NO_3^-) é reduzido sequencialmente a NO_2^- , NO , N_2O e N_2 . Várias enzimas redutases estão envolvidas na cadeia respiratória da desnitrificação, incluindo redutase de nitrato (*nar* ou *nap*), redutase de nitrito (*nirS* ou *nirK*), redutase de óxido nítrico (*norB*) e redutase de óxido nitroso (*nosZ*), conforme mostrado na Figura 4.

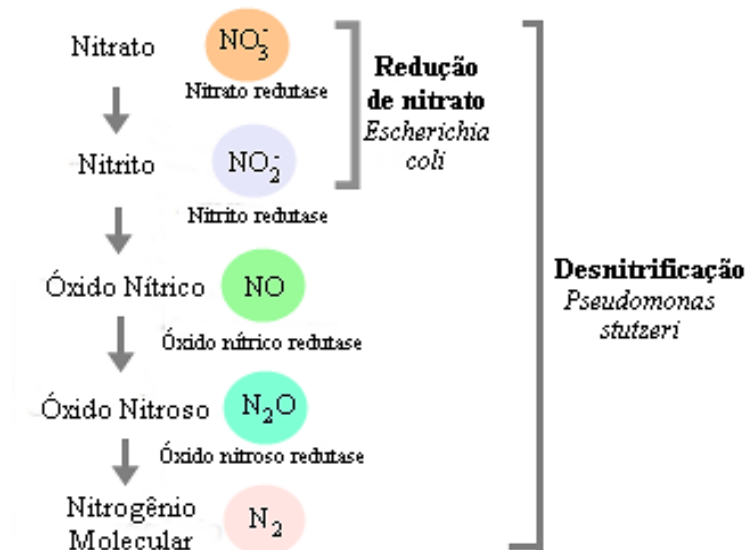
Figura 4. Esquema das etapas de redução e enzimas associadas ao processo de desnitrificação.



Fonte: VOS et al. (2009).

No processo de desnitrificação, a etapa de redução de nitrato a nitrito pode ser catalisada por dois tipos de enzimas redutases: *nar* ou *nap*. A redução de nitrito a óxido nítrico é mediada pela enzima nitrito redutase, um processo bastante importante durante a etapa de desnitrificação. Duas enzimas apresentam funções equivalentes e são conhecidas como: *nrS* e *nirK*, entretanto, os microrganismos desnitrificantes possuem apenas uma das enzimas. Posteriormente, o óxido nítrico é reduzido a óxido nitroso por óxido nítrico redutase *cNor* ou *qNor*, codificadas por duas variantes do mesmo gene (*norB*) (VOS et al., 2009). A última etapa de redução é a do óxido nitroso a nitrogênio molecular, sendo esta catalisada pela óxido nitroso redutase, codificada pelo gene *nosZ* (YE et al., 2011; VOS et al., 2009). Esse processo de redução dissimilativa do nitrato foi analisado em diversos microrganismos, incluindo *Escherichia coli*, no qual o nitrato é apenas reduzido a nitrito. No caso de *Paracoccus denitrificans* e *Pseudomonas stutzeri*, estes possibilitam a redução completa (Figura 5) de nitrato a nitrogênio molecular (MADIGAN, 2010).

Figura 5. Redução dissimilativa do nitrato realizada pela *Escherichia coli* e *Pseudomonas stutzeri*.



Fonte: Adaptado de Madigan (2010).

Em ambiente anóxico, alguns microrganismos podem ser capazes de reduzir o NO_2^- a nitrogênio amoniacal por meio de um processo dissimilativo. O NO_3^- é reduzido por muitos organismos como fonte de nitrogênio e os produtos finais de tais reduções são principalmente os grupos amino. Quando um composto inorgânico como NO_3^- é reduzido para ser utilizado na biossíntese, então esse processo é denominado como metabolismo assimilativo. Já no processo dissimilativo, a utilização do nitrato como acceptor de elétrons no metabolismo energético é denominado metabolismo dissimilativo. Esses dois tipos de metabolismo apresentam pequenas diferenças, visto que, no metabolismo assimilativo, apenas uma quantidade do NO_3^- é reduzida, com objetivo de satisfazer as necessidades da biossíntese, sendo os produtos convertidos em material celular, sob a forma de macromoléculas. No metabolismo dissimilativo, uma grande quantidade de aceptores de elétrons é reduzida, sendo o produto reduzido (N_2) liberado no meio (MADIGAN, 2010).

O processo de desnitrificação depende de alguns fatores para ocorrer, e dentre eles é necessário uma reação redox para obtenção de energia de compostos orgânicos. Em alguns casos, é necessária a utilização de uma fonte externa de carbono, e para esta ser viável no tratamento é preciso ter baixo custo, não possuir toxicidade, não ocasionar danos ao meio ambiente e estimular a completa redução do nitrato sem a necessidade de adaptação da microbiota (TONETTI et al., 2013).

Para que ocorra a completa desnitrificação por via biológica é necessário a presença de matéria orgânica facilmente biodegradável, que serve como fonte de carbono na geração de material celular e de elétrons, como fonte de energia. Alguns autores afirmam que é necessária uma razão DQO/N mínima, e esta se encontra na faixa de 2,9 a 5, variando de acordo com a fonte de carbono utilizada (HALLING-SORENSEN e JORGENSEN, 1993; TONETTI et al., 2013).

4 MATERIAL E MÉTODOS

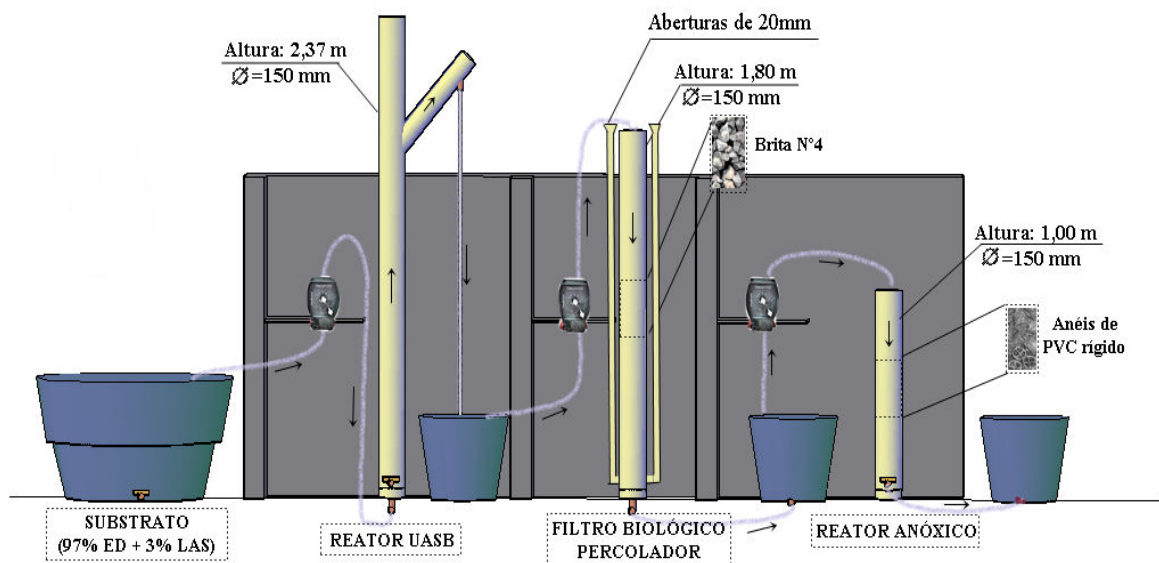
4.1 Local de Realização do Trabalho

O sistema experimental foi projetado, construído, instalado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), situada na cidade de Campina Grande – PB.

4.2 Descrição do Sistema Experimental

O sistema experimental foi constituído por um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), filtro biológico percolador (FBP) e um reator anóxico (RA), sendo confeccionados com tubos de PVC de 150 mm. O volume do reator UASB foi de 42 L, altura útil de 2,37 m, e na parte superior foi instalada uma junção de PVC de 150 mm com redução de 100 mm, ao qual foi conectado um tubo de 100 mm formando o separador, configuração de UASB-Y. O FBP possui capacidade unitária de 35 L, sendo 17 L preenchidos por brita nº 4 (índice de vazios: 49%) e altura útil de 1,80 m. O volume do reator anóxico foi de 17,5 L, sendo 15 L do volume total preenchidos por eletroduto de PVC rígido (índice de vazios: 86,5%) e altura útil de 1,00 m. Na Figura 6 estão apresentadas representações esquemáticas das instalações com parâmetros físicos de cada reator que constitui o sistema experimental durante a Fase 1.

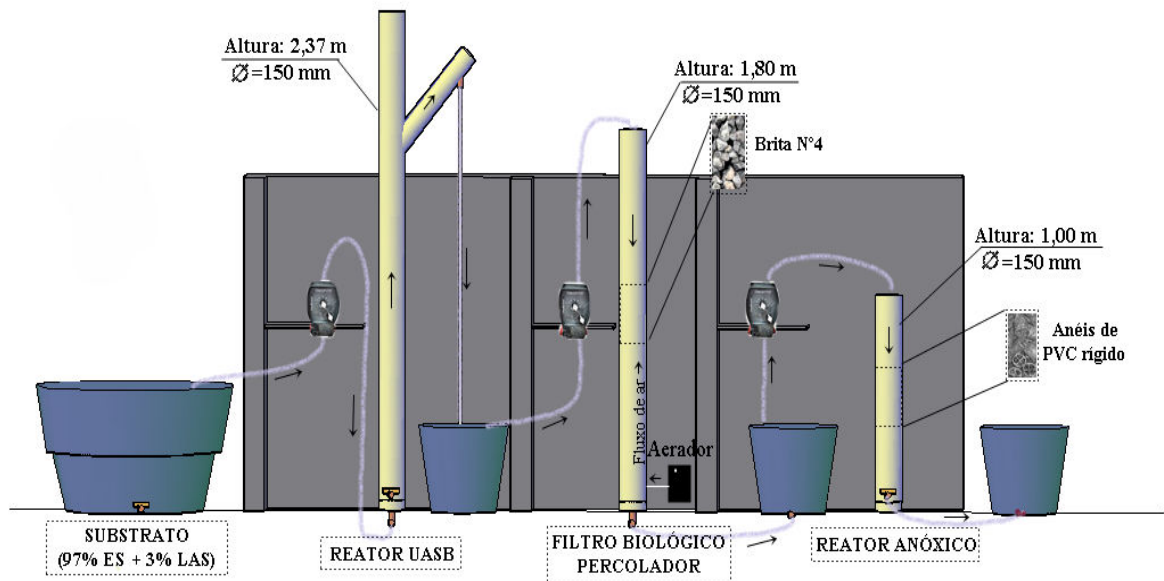
Figura 6. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento biológico na Fase 1.



Durante a Fase 1, o FBP possuía aberturas de 20 mm de diâmetro nas laterais para favorecer a entrada de ar na parte inferior do FBP.

Na Figura 7 estão apresentadas representações esquemáticas das instalações de cada reator que constitui o sistema experimental durante a Fase 2. Nesta fase, a modificação realizada em relação à Fase 1 foi a instalação de um compressor de ar na parte inferior do filtro biológico percolador, do tipo aerador de aquário, conforme apresentado na Figura 7.

Figura 7. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento biológico na Fase 2.



Como meio suporte para o reator anóxico foi utilizado anéis de polietileno (diâmetro interno 2,0 cm, comprimento 2,0 cm, índice de vazios 86,5%), denominados comercialmente *eletrodutos*, sendo constituído de PVC rígido e resistente à degradação biológica. O comprimento dos anéis manteve a proporção 1:1 (em relação ao seu diâmetro) para proporcionar aleatoriedade de posicionamento no interior da coluna de material suporte, visto que peças muito longas tendem a assumir posições semelhantes quando dispostas, restringindo o fluxo líquido. Na Figura 8 são apresentadas imagens do material suporte utilizado para a imobilização da biomassa no reator anóxico.

Figura 8. Fotografias dos eletrodutos de PVC utilizados como material suporte no reator anóxico.



4.3 Coleta do Lixiviado de Aterro Sanitário, Esgoto Doméstico e Esgoto Sanitário

O presente estudo foi realizado com o lixiviado proveniente do Aterro Sanitário Metropolitano da cidade de João Pessoa (ASMJP) (Figura 9), que possui uma área de 100 hectares e está localizado na bacia do rio Mumbaba. Funciona desde agosto de 2003, e foi construído para ter uma vida útil de 25 anos, tendo capacidade de confinamento de 3.000 toneladas de resíduos por dia. O ASMJP recebe resíduos sólidos urbanos (classe II-A) de seis municípios: Alhandra, Conde, Cabedelo, Bayeux, Santa Rita e João Pessoa (JOÃO PESSOA, 2014).

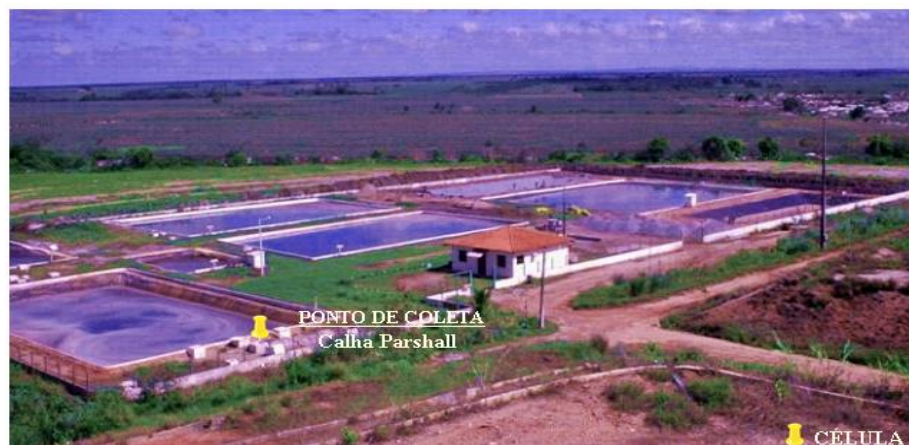
Figura 9. Vista geral do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa.



Fonte: Foxx (2018).

O lixiviado gerado neste aterro é disposto em reservatórios devidamente impermeabilizados para a acumulação destes líquidos. A coleta do lixiviado utilizado nesse estudo foi efetuada na saída da célula do aterro, onde há uma calha Parshall, localizada na Figura 10 e identificada como ponto de coleta.

Figura 10. Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa/PB, com destaque para a localização do ponto de coleta do lixiviado.



Fonte: Silvestre (2016).

As coletas das amostras do lixiviado foram realizadas a cada quatro meses, sendo um volume de 450 litros divididos em galões de 50 litros. Após a coleta e armazenamento, o lixiviado foi transportado para as dependências físicas do laboratório da EXTRABES, sendo realizada em seguida, a caracterização química. O lixiviado armazenado foi caracterizado através dos parâmetros: pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis (AGV), N-amoniaco, N-NTK, Demanda Química de Oxigênio (DQO) bruta e filtrada, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Totais e frações, fósforo total e ortofosfato. As amostras de lixiviado foram armazenadas em recipientes e permaneceram em temperatura ambiente.

O esgoto doméstico utilizado para a preparação do substrato na fase 1, descrita posteriormente foi proveniente de prédio residencial, localizado na cidade de Campina Grande – PB, à 50 metros do terreno pertencente a EXTRABES, sendo coletado diariamente em reservatório de polietileno utilizado no armazenamento do esgoto doméstico gerado na unidade habitacional.

O esgoto sanitário utilizado na fase 2 deste estudo foi coletado diariamente por meio de bomba submersa no interceptor Leste do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, PB, que atravessa o local onde se encontra a EXTRABES.

4.4 Substrato

Durante a Fase 1, o substrato utilizado na alimentação Reator UASB consistiu da mistura de 97% de esgoto doméstico mais 3% de lixiviado de aterro sanitário (%v/v), de modo que fosse alcançada concentração média de nitrogênio amoniacal de 150 mg.L^{-1} , sendo preparado diariamente e submetido à caracterização química com frequência semanal. Na Fase 2, o substrato consistiu da mistura de 97% de esgoto sanitário e 3% de lixiviado de aterro sanitário.

O substrato foi preparado diariamente, com esgoto doméstico/sanitário e lixiviado de aterro sanitário, armazenado numa caixa de polietileno e aduzido por uma tubulação para o reator UASB utilizando-se uma bomba dosadora (ProMinent ®, modelo CNPB 1002). O substrato era distribuído uniformemente na parte inferior do reator UASB e de forma ascendente entrava em contato com a manta de lodo.

4.5 Operação do Sistema Experimental

A operação do sistema experimental foi dividida em duas etapas para avaliar o efeito da adição de oxigênio no processo de nitrificação. Na primeira fase, o filtro biológico

percolador funcionou sem a instalação de aerador e na segunda fase foi instalado um aerador (compressor BOYU S-510) com vazão máxima de $4 \text{ L ar} \cdot \text{min}^{-1}$. A primeira fase teve duração de 200 dias, sendo iniciada no mês de julho de 2019 e finalizada no mês de fevereiro de 2020, e a segunda fase teve início no dia 15 de fevereiro de 2020, tendo duração de 45 dias.

Com a variação do fluxo de ar no filtro biológico percolador foi avaliado sua influência no desenvolvimento de microrganismos nitrificantes e, conseqüentemente, a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogenada. Durante a operação do sistema foram realizadas modificações a fim de se identificar a melhor forma de operação e otimização do processo de remoção biológica de nitrogênio.

4.6 Monitoração do Sistema Experimental

O sistema (UASB+FBP+RA) foi monitorado diariamente. O início da operação do sistema experimental ocorreu após a inoculação do reator UASB com 8,4 litros de lodo, 20% do volume total do reator. O lodo de inóculo foi proveniente de um reator anaeróbico que tratava esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário.

No reator UASB foi aplicada carga orgânica volumétrica (COV) de $2,7 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, carga hidráulica volumétrica de $3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas. O efluente do reator UASB era armazenado em um reservatório com capacidade para 8 litros e por meio de uma bomba era distribuído na superfície do material suporte do filtro biológico percolador, seis vezes ao dia.

Nas fases 1 e 2, o filtro biológico percolador foi operado em condições de escoamento não saturado, estando o meio suporte, por essa razão, permanentemente sujeito à renovação do ar que naturalmente circula nos seus espaços vazios, disponibilizando o oxigênio necessário para a respiração dos microrganismos, na qual a transferência de oxigênio para o biofilme é efetuada diretamente ou por meio de difusão molecular.

A alimentação do filtro biológico percolador foi realizada através de um distribuidor com orifícios uniformes no sentido descendente, de forma intermitente, com tempo de duração de cada ciclo correspondente a 04 horas, totalizando um quantitativo de seis ciclos diários.

Na fase 1, a alimentação do FBP com o efluente do reator UASB foi realizada através de bomba dosadora durante o período de 40 minutos de cada ciclo, correspondendo a uma vazão de $0,2 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. O FBP funcionou de forma intermitente e cada ciclo correspondia a 3h20 de repouso e 40min de alimentação. No filtro biológico percolador foi aplicada carga

orgânica volumétrica de $1,2 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, carga hidráulica volumétrica de $4,0 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, taxa de aplicação superficial de $2,7 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e vazão afluyente de $48 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$.

Na Fase 2, foi realizado o tratamento conjugado de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário, permanecendo com a proporção de 3% de LAS. Nesta fase, a modificação realizada em relação à Fase 1 foi a utilização de esgoto sanitário na preparação do substrato e a mudança no FBP, no qual foi instalado um compressor de ar na parte inferior. A vazão de ar proporcionada ao reator foi de $4 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, durante o período de 24h. A distribuição de ar foi realizada através de uma tubulação perfurada instalada no fundo do reator, o que permitiu a injeção de ar uniforme. Nessa fase também foi instalada uma bomba com maior vazão para realizar a alimentação do FBP, reduzindo o tempo de alimentação de 40 min para 1 min, correspondendo a uma vazão de $8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ em cada ciclo.

O efluente (FBP) foi armazenado e bombeado por meio de bomba dosadora (ProMinent ®, modelo CNPB 1002) para alimentação do reator anóxico. Todas as entradas das bombas foram protegidas por válvula de pé com crivo e telas para evitar a colmatação por partículas de maior granulometria presentes.

No reator anóxico, o fluxo do efluente era descendente e o tempo de detenção hidráulica foi de 12 horas. A carga orgânica volumétrica aplicada ao reator foi de $1,2 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e a carga hidráulica volumétrica de $4,0 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Na Tabela 2 são apresentados os parâmetros operacionais aplicados no reator UASB, FBP e RA durante o período de monitoramento das fases 1 e 2.

O monitoramento do sistema experimental foi realizado através de coleta de amostras do substrato, efluente do reator UASB, efluente do filtro biológico percolador e efluente do reator anóxico. As análises foram realizadas em consonância com os métodos preconizados por APHA (2012). Na Tabela 2 são apresentados os parâmetros que foram monitorados e os procedimentos metodológicos, com suas respectivas referências.

Tabela 2. Parâmetros e procedimentos metodológicos que serão avaliados no período de monitoramento do sistema de tratamento biológico.

PARÂMETRO	FREQUÊNCIA	METODOLOGIA/REFERÊNCIA
pH	Quinzenal	4500 H ⁺ B/APHA (2012)
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ ·L ⁻¹)	Quinzenal	Método titulométrico, 2320 B/APHA (2012)
Ácidos Graxos Voláteis (mg H _{Ac} ·L ⁻¹)	Quinzenal	Kapp (1984)

Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	Quinzenal	Método Macro Kjeldahl, 4500 N _{org} B/ APHA (2012)
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	Semanal	4500-NH ₃ B/C/ APHA (2012)
DQO total e filtrada (mg.L ⁻¹)	Quinzenal	Refluxação fechada, 5220 C/ APHA (2012)
Sólidos Totais e frações (mg.L ⁻¹)	Quinzenal	2540 B/C/D/E/APHA (2012)
Nitrito (mg.L ⁻¹)	Semanal	Colorimétrico, 4500 NO ₂ ⁻ B/APHA (2012)
Nitrato (mg.L ⁻¹)	Semanal	Rodier (1981)
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Quinzenal	Método do ácido ascórbico, 4500-P E/ APHA (2012)
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	Quinzenal	Método do ácido ascórbico, 4500-P G/ APHA (2012)

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2 deste estudo. Conforme descrito no item 4, o monitoramento do sistema experimental foi dividido em duas fases operacionais. Inicialmente são apresentados os dados da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico (Fase 1) e em seguida, a caracterização do lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário utilizados na Fase 2 deste estudo. Em seguida, são apresentados os resultados do processo de tratamento obtidos em cada Fase.

5.1 Caracterização Química do Lixiviado de Aterro Sanitário, Esgoto Doméstico e Esgoto Sanitário

Durante o período de monitoramento das fases 1 e 2 foram realizadas análises das amostras de lixiviado, de esgoto doméstico e esgoto sanitário utilizados na preparação do substrato que alimentou o reator UASB. Nas Tabelas 3 e 4 são apresentados os dados dos parâmetros advindos da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário (LAS), esgoto doméstico (ED) e esgoto sanitário (ES) utilizados para a preparação do substrato.

Tabela 3. Dados provenientes da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico durante a Fase 1.

PARÂMETROS	LAS (n=6)				ED (n=6)			
	MIN	MÁX	MED	σ	MIN	MÁX	MED	σ
pH	7,9	7,94	*	*	7,3	7,4	*	*
AT	12337	12442	12339	2,5	355,2	430,2	424,2	8,3
AGV	933	3236	2074	1151,5	130,2	152	142,2	11,6
DQO _T	3647	5725	5701	1038,6	630,2	650,3	641,6	7,7
DQO _S	2270	3625	2927	677,2	304,2	355,1	310,4	6,6
DBO ₅	972	1163	1077	95,5	298	350	347,2	7,3
N-NH ₄ ⁺	2320	2570	2360	146	85,3	90	87,8	1,9
NTK	2410	2689	2540	35	92	110	103	1,7
SST	210	215	212	1	340	372	360	11,6
SSV	146	193,3	169,6	23,6	310	342	332	3,8
Fósforo	17	18	17,5	0,5	7,8	8,2	7,9	0,2
Ortofosfato	4,6	13	8,8	4,2	3,5	4,6	3,9	0,4

Nota: Lixiviado de aterro sanitário (LAS); Esgoto doméstico (ED); Desvio padrão (σ); AT: alcalinidade total; AGV: ácidos graxos voláteis, DQO_T: Demanda química de oxigênio total; DQO_F: Demanda química de oxigênio filtrada; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; N-amoniacoal: Nitrogênio amoniacoal; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; Min: mínimo; Máx: máximo; Med: média. Unidades: mg L⁻¹, exceto pH.

Tabela 4. Dados provenientes da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário durante a Fase 2.

PARÂMETROS	LAS	ES
pH	7,9	7,2
AT	12200	320,2
AGV	2040	117,2
DQO _T	5320	457,3
DQO _F	2270,6	220,4
DBO ₅	956,2	244
N-NH ₄ ⁺	2320	41,5
NTK	2710	63,2
SST	210	255
SSV	146	230
Fósforo	17	6
Ortofosfato	4,62	3,4

Nota: Lixiviado de aterro sanitário (LAS); Esgoto sanitário (ES); Desvio padrão (σ); AT: alcalinidade total; AGV: ácidos graxos voláteis, DQO_T: Demanda química de oxigênio total; DQO_F: Demanda química de oxigênio filtrada; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; N-amoniacoal: Nitrogênio amoniacoal; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; Min: mínimo; Máx: máximo; Med: média. Unidades: mg.L⁻¹, exceto pH.

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 3, constata-se elevadas concentrações de nitrogênio amoniacoal no lixiviado, variando de 2320 a 2570 mg.L⁻¹. Segundo Lee et al.

(2010), esses valores elevados estão associados a decomposição de matéria orgânica e a hidrólise de proteínas presentes nos resíduos aterrados. O esgoto doméstico apresentou concentração média de nitrogênio amoniacal de $87,8 \text{ mg.L}^{-1}$, valor bem inferior ao apresentado pelo LAS, o que permite a preparação do substrato (97% ED e 3% LAS) com concentração adequada ao desenvolvimento de microrganismos, possibilitando o tratamento biológico, visto que concentrações de nitrogênio amoniacal variando entre 50 e 200 mg.L^{-1} não interferem na atividade metabólica de microrganismos em reatores anaeróbios (SRI SHALINI E JOSEPH, 2012).

Alguns parâmetros avaliados na caracterização química do lixiviado de aterro sanitário apresentaram uma grande variabilidade, que pode ser observada a partir do desvio padrão. Este fato pode ter ocorrido devido às mudanças nas condições climáticas e as diferentes estações do ano ao longo do período de realização das coletas.

O comportamento do potencial hidrogeniônico (pH) não apresentou significativas variações e encontra-se dentro da faixa apresentada na literatura para lixiviados com características semelhantes, apresentando tendência a um pH básico (NAVEEN et al., 2017; DIA et al., 2018; XIAO et al., 2013; BECK et al., 2010). Segundo autores como Porowska (2015) e Wimmer et al. (2013), após as primeiras etapas de oxidação da matéria orgânica e devido a continuação da degradação anaeróbia no aterro, a metanogênese se torna a fase predominante. Nesta fase ocorre redução nos teores de ácido acético e outros ácidos orgânicos gerados anteriormente, o que ocasiona o aumento do pH do meio, sendo justificado os resultados obtidos neste trabalho.

As concentrações médias de fósforo total no lixiviado e esgoto doméstico durante a caracterização foram de $17,5$ e $7,9 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Geralmente, as concentrações de fósforo total em lixiviados e esgotos domésticos são baixas, variando entre $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e 23 mg.L^{-1} e entre 4 mg.L^{-1} e 15 mg.L^{-1} , respectivamente (KJELDSEN et al., 2002; VON SPERLING, 2005).

Segundo Renou et al. (2008), valores de DQO de até 4.000 mg.L^{-1} são característicos de aterros antigos, e, entre 4.000 e 10.000 mg.L^{-1} de aterros intermediários, o que indica que o aterro sanitário de João Pessoa é intermediário, visto que o valor médio de DQO total foi de 5701 mg.L^{-1} na Fase 1 e 5320 mg.L^{-1} na Fase 2.

Durante o período de monitoramento foi observado elevadas concentrações de matéria orgânica em termos de DQO ao longo de toda a caracterização do lixiviado. Com base nos valores encontrados para o lixiviado, tem-se a possibilidade de classificar o lixiviado como estabilizado (SILVA et al., 2015). Ao analisar a relação DBO_5/DQO , indicativo de

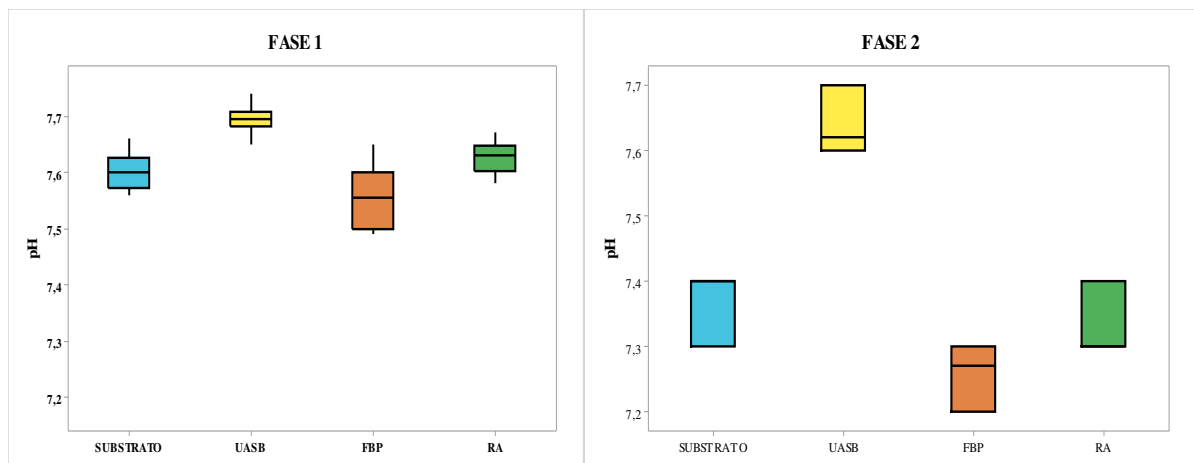
biodegradabilidade, observou-se que esta se manteve em torno de 0,19, o que indica um baixo grau de biodegradabilidade do lixiviado em estudo, estando de acordo com o pressuposto que tal relação é menor em aterros mais antigos, confirmando a proximidade de um estado de estabilização. Trata-se um de lixiviado proveniente de aterro antigo, sendo confirmado, de fato, pelo o tempo de operação do ASMJP, que funciona desde o ano de 2003, tendo aproximadamente 17 anos (AMOR et al., 2015). Valor semelhante (0,2) foi encontrado por Dia et al. (2018) ao analisarem o lixiviado bruto gerado em um aterro com aproximadamente 15 anos de operação na província de Québec, no Canadá.

Durante o período de monitoramento observou-se concentrações elevadas de AGV, que é um dos principais contribuintes da DQO em lixiviados (BUDI et al., 2016). A concentração média de AT foi de $12.339 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, valores similares ao obtido neste estudo foram também constatados por Budi et al. (2016) e Naveen et al. (2017) ao investigarem lixiviados provenientes de aterros da Malásia e Índia, respectivamente. Elevadas concentrações de AT em lixiviados estão associadas a quantidades significativas de bicarbonato de amônio geradas durante a decomposição de material orgânico presente nos RSU aterrados (NAVEEN et al., 2017; MANDAL et al., 2017).

5.2 Potencial Hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico indica a condição ácida ou básica de qualquer substância, sendo um parâmetro importante nos processos de tratamento biológico. O comportamento do pH no substrato utilizado na alimentação do reator UASB, efluente UASB, efluente FBP e efluente RA, ao longo do período de monitoramento encontra-se apresentado na Figura 11.

Figura 11. Comportamento do pH no substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico, durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.



Analisando os dados apresentados na Figura 11 pode ser constatado que o pH do substrato afluente manteve-se entre 7,56 e 7,66, durante a Fase 1 deste experimento. Na Fase 2, observa-se valores inferiores de pH em relação a Fase 1, visto que o esgoto sanitário apresenta valor de pH inferior (Tabela 4) ao apresentado pelo esgoto doméstico, e isso proporciona redução do valor do pH devido a diluição durante a preparação do substrato. As variações de pH em ambas as fases são aceitáveis, não causando inibição a atividade microbiana (LETTINGA, 1999).

Com base na Figura 11, verifica-se que o pH do efluente do reator UASB durante a Fase 1 variou de 7,65 a 7,74, apresentando aumento em relação ao pH do substrato. Na Fase 2, esse aumento foi mais significativo, visto que o processo de amonificação ocorreu em proporção maior, e portanto, houve maior produção de alcalinidade. Esse acréscimo nos valores de pH ocorre devido o processo de amonificação, no qual há liberação de OH^- no meio. Resultados similares aos obtidos nesta pesquisa foram também verificados em estudos realizados por Cirne et al. (2009) ao analisarem o tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico em um reator UASB com volume total de 39,4 L.

No efluente do filtro biológico percolador, a variação de pH se manteve em uma faixa ótima para o processo biológico, encontrando-se na faixa de 7,49 a 7,65 durante a Fase 1 e 7,2 a 7,3 na Fase 2. Segundo Ahmed (2007), o processo de nitrificação ocorre em condições ótimas quando o pH se mantêm na faixa de 7,2 a 8,6, e valores de pH menores que 6,3 podem ter efeito inibidor sob os microrganismos responsáveis pelo processo. Dessa forma, os resultados obtidos durante o período de monitoramento indicam que as condições foram satisfatórias para promover o processo de nitrificação. Observa-se que a redução do pH foi mais significativa na Fase 2, visto que a ocorrência do processo de nitrificação foi mais presente que na Fase 1.

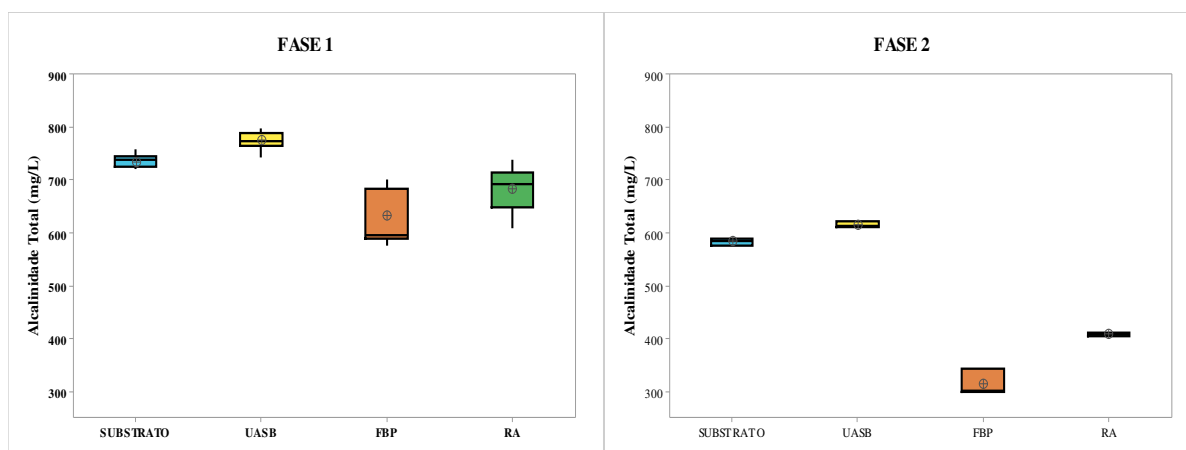
No efluente do reator anóxico observa-se o aumento do pH em ambas as fases, que variou de 7,58 a 7,67 na Fase 1 e 7,3 a 7,4 na Fase 2. Esse aumento do pH em relação ao valor encontrado efluente do FBP ocorre devido o processo de desnitrificação e produção de alcalinidade que ocorre no reator anóxico. A redução de nitratos a nitrogênio gasoso consome íons H^+ do meio, ocasionando um acréscimo de alcalinidade e pH (ZOPPAS et al., 2016).

De acordo com a resolução CONAMA 430/2011, o pH do efluente final deve estar situado na faixa de 5,0 a 9,0, e portanto, o efluente do reator anóxico atendeu aos padrões de lançamento em corpos hídricos, em ambas as fases de monitoramento.

5.3 Alcalinidade Total

A alcalinidade total é uma variável bastante importante no monitoramento do tratamento biológico devido o controle da estabilidade nos processos, evitando variações bruscas do pH. Este parâmetro pode ser definido como a capacidade das águas em neutralizar compostos ácidos devido à presença de íons bicarbonato (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos em solução (OLIVEIRA et al., 2015; MIORIM, 2017; METCALF & EDDY, 2003). Na Figura 12 são apresentadas as concentrações de alcalinidade total do substrato e dos efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador (FBP) e reator anóxico (RA) durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.

Figura 12. Alcalinidade Total (AT) no substrato e nos efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.



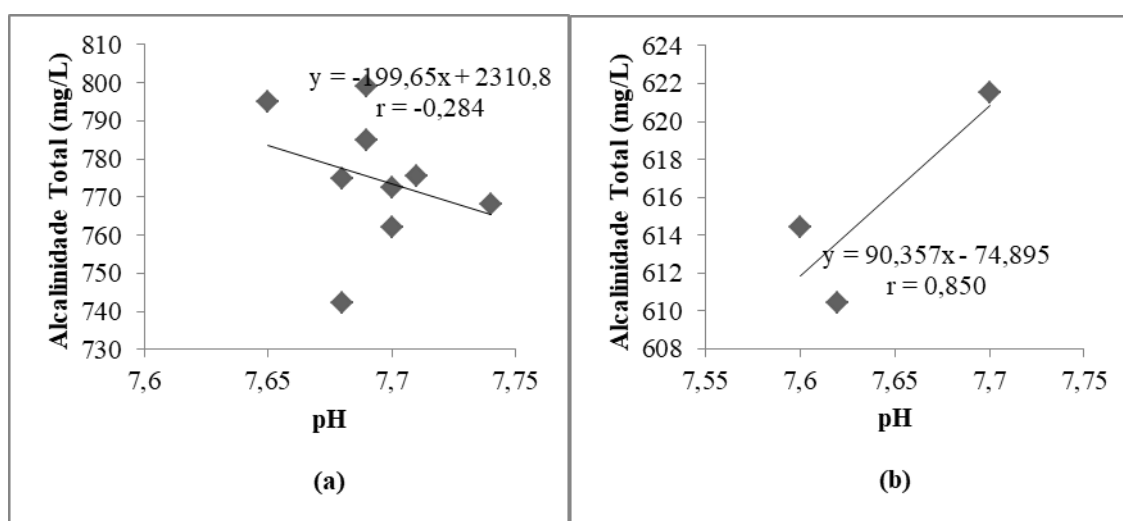
Analisando o comportamento da Alcalinidade Total no substrato durante a Fase 1, pode-se constatar que esta variou de 725,2 a 744,1 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, apresentando concentração média correspondente a 733,6 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. Durante a Fase 2, observa-se valores menores, visto que o substrato foi preparado com LAS e esgoto sanitário, que apresenta concentrações de AT inferiores ao esgoto doméstico. A concentração média de AT no substrato foi de 584 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. A digestão anaeróbia de substratos complexos resulta na produção de ácidos intermediários, sendo importante que a alcalinidade seja suficiente para manter o pH estável e evitar interferências negativas nos processos metabólicos dos microrganismos (LETTINGA, 1999).

Os dados apresentados na Figura 12 indicam que no efluente do reator UASB houve aumento na concentração média de alcalinidade total, evidenciando a capacidade de tamponamento do reator UASB. O processo anaeróbio proporcionou aumento de 41,85 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ durante a Fase 1, atingindo concentração média de 774,85 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ no efluente do reator UASB. Na Fase 2, o aumento foi 31 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. Esse acréscimo no

valor da alcalinidade se deve principalmente ao consumo de ácidos graxos voláteis (AGV) e às reações de amonificação, onde a quebra de compostos orgânicos nitrogenados provoca a liberação de amônia e hidroxila (OH^-) (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

Na Figura 13 apresenta-se a correlação estabelecida entre pH e Alcalinidade Total no reator UASB. Observa-se que na Fase 1 a correlação foi negativa, indicando que ocorre um decréscimo no valor de pH, mas não há uma correlação significativa. Na Fase 2, observa-se uma correlação positiva, ou seja, a medida que o pH aumenta, os valores de alcalinidade também crescem, sendo uma relação diretamente proporcional.

Figura 13. Correlação entre Alcalinidade Total e pH no UASB durante a Fase 1 (a) e Fase 2 (b).

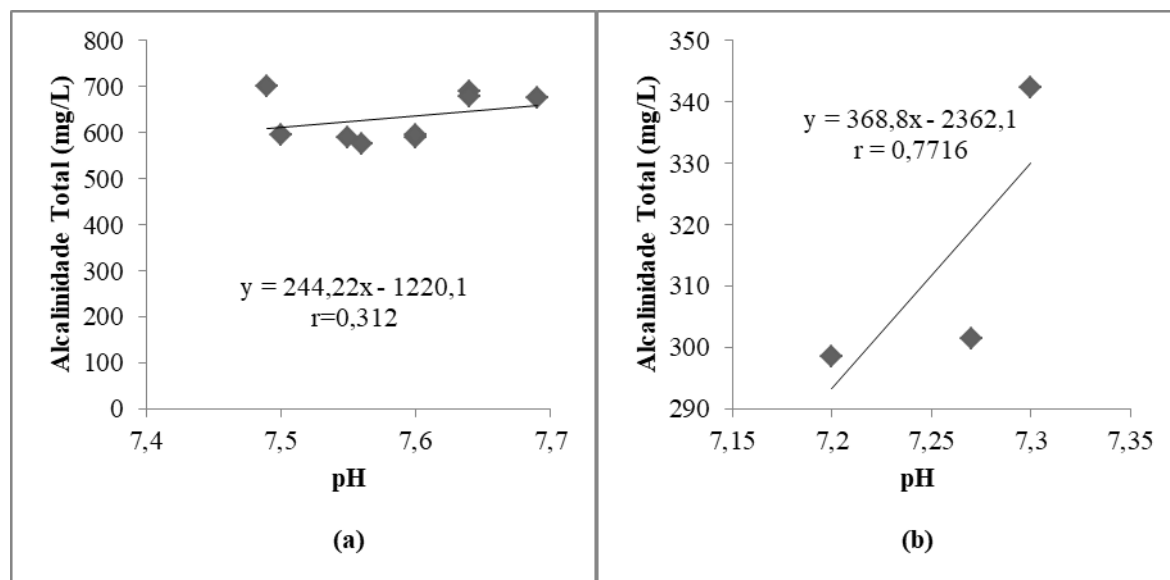


A monitoração da alcalinidade também é extremamente importante em sistemas de tratamento destinados a nitrificação e desnitrificação. Segundo Netto e Zaiat (2012), para garantir as condições ideais nos processos de nitrificação e desnitrificação é necessário atender a relação estequiométrica entre a alcalinidade e o nitrogênio a ser oxidado. Durante o processo de nitrificação, o consumo de alcalinidade total é atribuído principalmente aos processos metabólicos das bactérias nitrificantes, onde há liberação de prótons de hidrogênio no meio.

Durante a Fase 1 verificou-se um baixo consumo de alcalinidade e uma baixa produção de nitrato. Para esta etapa houve um consumo médio de alcalinidade total de $141 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, que corresponderia, teoricamente, a oxidação de $21,5 \text{ mg NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$. Este desempenho pode estar associado à baixa quantidade de oxigênio no FBP e pela baixa taxa de nitrificação durante esta etapa. No efluente do FBP observa-se baixa redução da alcalinidade total no período de monitoramento, apresentando concentração média de $633,2 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Segundo Metcalf & Eddy (2003), o processo de nitrificação consome $7,14 \text{ g}$ de alcalinidade

total como CaCO_3 do meio para cada grama de nitrogênio amoniacal oxidado. Na Figura 14 apresenta-se a correlação entre pH e Alcalinidade Total no efluente do FBP.

Figura 14. Correlação entre Alcalinidade Total e pH no FBP durante a Fase 1 (a) e Fase 2 (b).

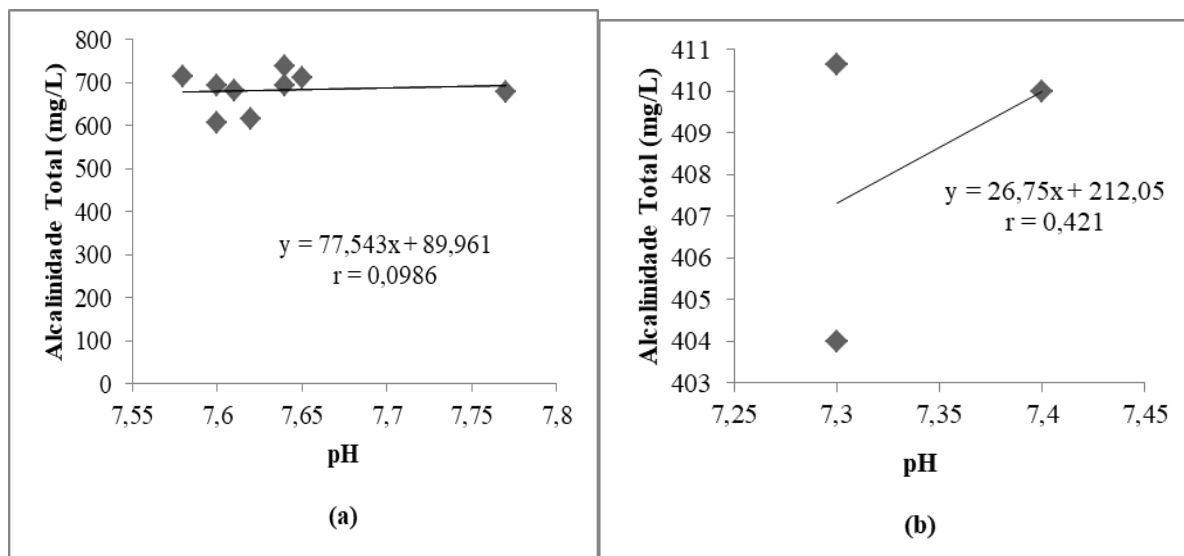


No decorrer da Fase 2, observa-se um maior consumo de alcalinidade no FBP, atingindo um valor médio de $301 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, produzindo um efluente com concentração média de AT de $314 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Esse maior consumo de AT em relação a Fase 1 está associado ao processo de nitrificação, onde há produção de prótons H^+ , causando o consumo de AT. Os valores médios de AT apresentados em ambas as fases de monitoramento demonstram que há alcalinidade suficiente para a realização do processo de oxidação de nitrogênio amoniacal presente no meio. Segundo Victoria (2006), não há um consenso a respeito dos valores de alcalinidade que possam ser limitantes para o processo de nitrificação, porém alguns relatos indicam que valores menores que $100 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ podem causar inibição ao processo.

No reator anóxico, observa-se a produção de alcalinidade em ambas as Fases de monitoramento, e os parâmetros apresentados quando comparados entre si (efluente FBP e efluente RA) possuem o comportamento típico de efluentes que passaram pelo processo de desnitrificação. O reator anóxico apresentou uma produção de $48 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase 1 e $94 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase 2. O aumento da alcalinidade no efluente do RA indica que provavelmente ocorreu o processo de desnitrificação e redução de NO_3^- a N_2 . O processo de desnitrificação heterotrófica ocasiona a liberação de íons hidroxila, gerando, conseqüentemente, um acréscimo na alcalinidade do sistema, podendo causar o aumento do pH. De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a cada 1 mg de nitrato (N-NO_3^-) reduzido a

nitrogênio gasoso (N_2) resulta em um aumento de alcalinidade de 3,57 mg $CaCO_3$ no sistema. Na Figura 15 apresenta-se a correlação entre pH e AT, indicando uma correlação positiva em ambas as fases de monitoramento, no entanto, são valores pouco representativos.

Figura 15. Correlação entre pH e Alcalinidade Total no RA durante a Fase 1 (a) e Fase 2 (b).



Por fim, o monitoramento da unidade experimental no período de operação do sistema piloto resultou nos valores de pH e alcalinidade apresentados na Tabela 5. A produção de alcalinidade e o aumento de pH nos reatores UASB e anóxico corroboram a tendência dos processos de amonificação e desnitrificação, respectivamente. No filtro biológico percolador, a redução do pH e o consumo da alcalinidade disponível no afluente evidenciam a tendência à nitrificação.

Tabela 5. Variação do pH e alcalinidade total no sistema experimental.

PARÂMETROS	Substrato	Efluente UASB ⁽¹⁾	Efluente FBP ⁽²⁾	Efluente RA ⁽³⁾
pH (FASE 1)	7,56 – 7,66	7,65 – 7,74	7,49 – 7,65	7,58 – 7,65
pH (FASE 2)	7,3 – 7,4	7,6 – 7,7	7,2 – 7,3	7,3 – 7,4
AT (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) (FASE 1)	725,2 – 744,1	742,3 – 798,4	575 – 701,4	608,5 – 738,2
AT (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) (FASE 2)	576,5 – 590,3	610,4 – 621,5	298,5 – 342,5	404 – 410,65

⁽¹⁾ Upflow Anaerobic Sludge Blanket. ⁽²⁾ Filtro biológico percolador. ⁽³⁾ Reator anóxico.

A variação total da alcalinidade teórica do sistema experimental devido às reações de nitrogênio será igual à soma dos efeitos da amonificação, nitrificação e desnitrificação. (Equação 8) (VAN HAANDEL e MARAIS 1999).

$$\Delta\text{alc}_T = \Delta\text{alc}_{\text{am}} + \Delta\text{alc}_n + \Delta\text{alc}_d = 3,57(N_{\text{oa}} - N_{\text{oe}}) - 7,14(N_{\text{ka}} - N_{\text{ke}}) + 3,57(N_{\text{na}} + N_{\text{ka}} - N_{\text{ke}} - N_{\text{ne}}) \quad (8)$$

Em que:

N_{oa} : concentração de nitrogênio orgânico afluyente (mgN.L⁻¹)

N_{oe} : concentração de nitrogênio orgânico efluyente (mgN.L⁻¹)

N_{ka} : concentração de NTK afluyente (mgN.L⁻¹)

N_{ke} : concentração de NTK efluyente (mgN.L⁻¹)

N_{na} : concentração de nitrato afluyente (mgN.L⁻¹)

N_{ne} : concentração de nitrato efluyente (mgN.L⁻¹)

As variações da alcalinidade (CaCO₃) devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação foram calculadas conforme descrito, usando a Equação. Na Tabela 6, pode-se observar a variação da alcalinidade teórica causada pelo efeito estequiométrico combinado de amonificação, nitrificação e desnitrificação.

Tabela 6. Variação da alcalinidade teórica causada pelo efeito estequiométrico devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação durante as Fases 1 e 2.

Alcalinidade Total Teórica (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)								
	Fase 1				Fase 2			
Variável	$\Delta\text{alc}_{\text{am}}$	Δalc_n	Δalc_d	Δalc_t	$\Delta\text{alc}_{\text{am}}$	Δalc_n	Δalc_d	Δalc_t
média	53,2	-207	76,5	-77	54,6	-401,9	176	-171
máximo	74,4	-107	145	112	54,6	-404,8	241	-109
mínimo	39	-321	31,2	-250	52,3	-376	113	-210,7
DP	17,8	107	57	81	1,3	15,8	64	51
CV (%)	0,3	-0,5	0,7	-2,3	0,02	-0,03	0,3	-0,2
AT	35,4	214	113,8	362	2,3	28,8	128	101,7

Nota: $\Delta\text{alc}_{\text{am}}$: Variação da alcalinidade devido à amonificação; Δalc_n : Variação da alcalinidade devido à nitrificação; Δalc_d : Variação da alcalinidade devido à desnitrificação; Δalc_t : Variação da alcalinidade devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação; DP: Desvio Padrão; AT: Amplitude Total.

Na Tabela 7 são apresentados os resultados experimentais da alcalinidade total no substrato e efluentes do FBP, UASB e RA e, a variação da alcalinidade observada no sistema, durante as Fases 1 e 2 do estudo.

Tabela 7. Valores médios de alcalinidade no afluyente e efluentes e a variação obtida experimentalmente devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação nas Fases 1 e 2.

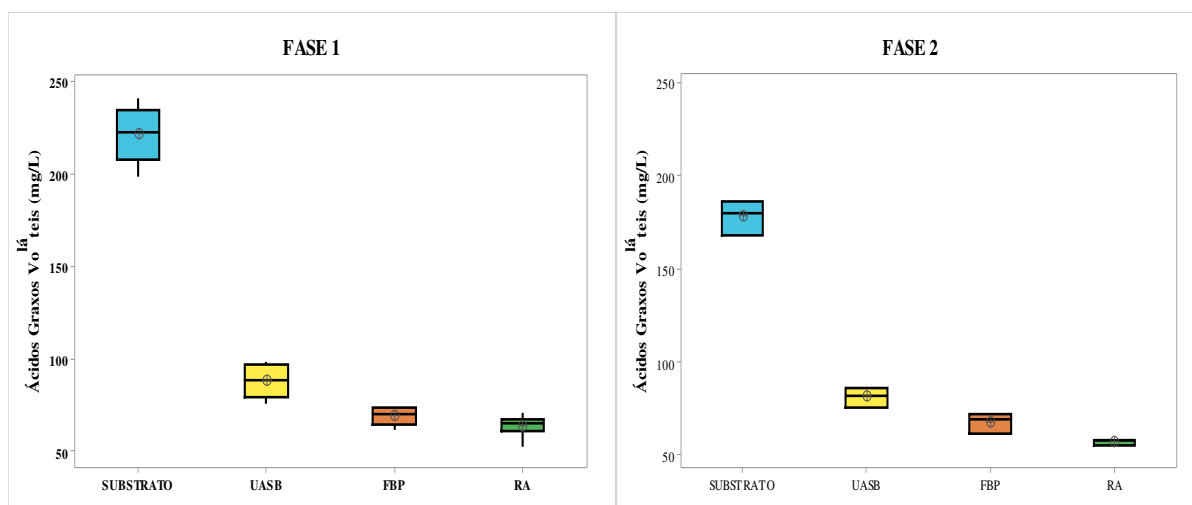
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)										
	Fase 1					Fase 2				
Variável	SUB	UASB	FBP	RA	Δalc_t	SUB	UASB	FBP	RA	Δalc_t
média	733	774	633	681	-52	584	615	314	408	-176
máximo	759	798	701	738	-21	590	621	342	410	-180
mínimo	694	742	575	608	-86	576	610	298	404	-172
DP	32,7	28	63	65	32	7	5,5	22	3	4
CV (%)	0,04	0,03	0,09	0,09	-0,6	0,01	0,008	0,07	0,007	-0,02
AT	65	56	126	130	65	14	11	44	6	8

Analisando os dados apresentados nas Tabelas 6 e 7, observa-se valores médios semelhantes aos obtidos teoricamente. Através de comparação estatística dos valores médios, pelo método de Pearson, nota-se uma correlação positiva entre a teoria e o experimento. Na Fase 1, observa-se uma correlação positiva ($r=0,98$) e na Fase 2 uma correlação positiva igual a $r = (0,99)$, sendo que $r = (-1,0)$ indica uma correlação negativa perfeita e $r = (+1,0)$ indica uma correlação positiva perfeita.

5.4 Ácidos Graxos Voláteis

Os ácidos graxos voláteis são formados na fase acidogênica, sendo subprodutos intermediários do processo anaeróbico. A geração e o consumo desses ácidos são indispensáveis no processo de formação de metano. Na Figura 16 são apresentadas as concentrações médias de ácidos graxos voláteis do substrato, dos efluentes do reator UASB, do filtro biológico percolador e reator anóxico durante as Fases 1 e 2.

Figura 16. Concentrações de ácidos graxos voláteis (AGV) no substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador, e reator anóxico, durante período de monitoramento.



Analisando os dados obtidos ao longo do período de monitoramento, observa-se que a concentração média de AGV no substrato durante a Fase 1 foi de $225,9 \text{ mg H}_{\text{AC}} \cdot \text{L}^{-1}$, variando de 198 a $241 \text{ mg H}_{\text{AC}} \cdot \text{L}^{-1}$. Na Fase 2, a concentração média de AGV foi de $178 \text{ mg H}_{\text{AC}} \cdot \text{L}^{-1}$, variando de 168 a $186 \text{ mg H}_{\text{AC}} \cdot \text{L}^{-1}$. No reator UASB ocorreu o consumo de 60% e 54% de AGV nas Fases 1 e 2, respectivamente. O efluente UASB apresentou concentração média de AGV de $87 \text{ mg H}_{\text{AC}} \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase 1 e $81 \text{ mg H}_{\text{AC}} \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase 2. No efluente do reator UASB, esse decréscimo da concentração de AGV verificado em ambas as fases de monitoramento está associado ao processo anaeróbico, no qual ocorre a assimilação dos ácidos graxos voláteis, realizado pelas bactérias e arqueias metanogênicas (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

Observa-se no reator UASB que a relação AGV/AT foi de 0,09 e 0,13, durante as fases 1 e 2, respectivamente. Esses valores indicam que havia alcalinidade suficiente no sistema para neutralizar os ácidos formados, tamponando o meio e evitando, assim, a acidificação do reator, o que comprometeria seu desempenho. A relação AGV/AT pode ser utilizada como uma medida da estabilidade do processo anaeróbio (RAPOSO et al., 2009). Segundo Luque et al. (2013), quando essa relação é maior que 0,3 sugere a presença de distúrbios no processo de digestão.

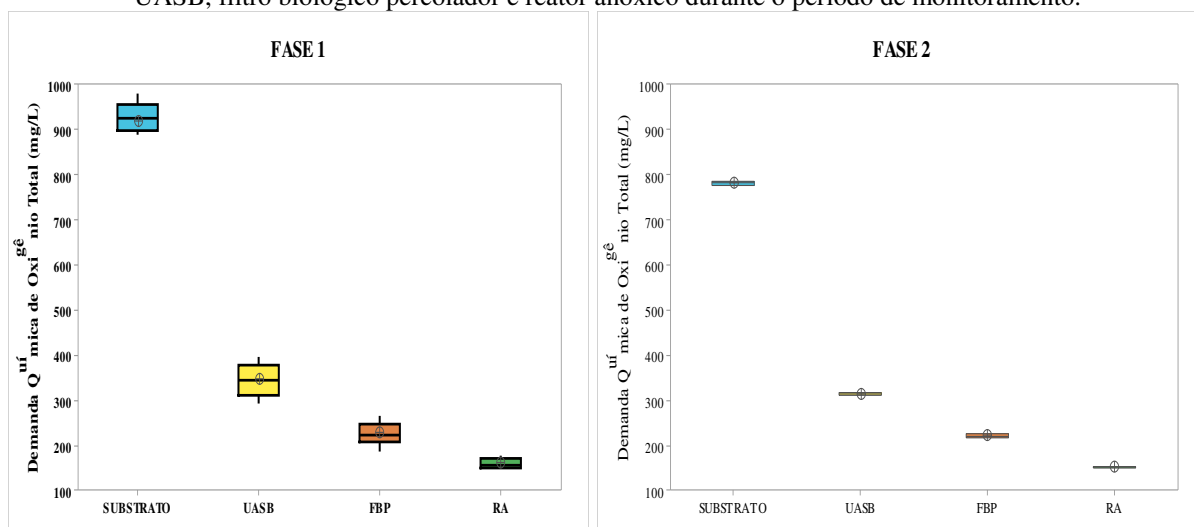
No efluente do FBP, a concentração média de AGV foi de 66,99 mg $H_{AC}.L^{-1}$ durante a Fase 1 e 67,4 mg $H_{AC}.L^{-1}$ durante a Fase 2. Esse decréscimo na concentração de AGV no FBP está associado ao consumo de material orgânico pelos microrganismos presentes. No reator anóxico foi observada uma pequena redução da concentração de AGV, produzindo efluente com concentração média de 63 mg $H_{AC}.L^{-1}$ durante a Fase 1 e 55 mg $H_{AC}.L^{-1}$ no decorrer da Fase 2. Essa redução está relacionada ao consumo de AGV pelos microrganismos desnitrificantes na redução de nitrato, que ocorre em ambiente anóxico.

Analisando o comportamento de consumo de AGV no sistema experimental é possível constatar que não houve acúmulo de ácidos graxos voláteis no interior do reator, garantindo a estabilidade do sistema quanto à remoção de matéria orgânica. O sistema possibilitou a remoção de 72% dos ácidos graxos voláteis presentes no afluente. Situação semelhante também foi reportada por Kreutz (2012), que observou valores menores nas concentrações de AGV nos efluentes em comparação aos afluentes.

5.5 Demanda Química de Oxigênio

Na Figura 17, são apresentados os dados das concentrações médias de demanda química de oxigênio total para o substrato e os efluentes gerados no reator UASB, FBP e reator anóxico, ao longo do período de monitoramento.

Figura 17. Variação da concentração de demanda química de oxigênio total no substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico durante o período de monitoramento.



Analisando os dados plotados na Figura 17, dos respectivos reatores biológicos monitorados observa-se que as concentrações de DQO total no substrato variaram numa faixa de 889 a 980 mg.L^{-1} no decorrer do tempo de operação da Fase 1, alcançando-se concentração média de 920 mg.L^{-1} . Durante a Fase 2 deste experimento, a concentração média de DQO total no substrato foi de 782 mg.L^{-1} , um valor inferior devido a preparação do substrato com esgoto sanitário, que apresenta concentração de DQO total menor em relação ao esgoto doméstico utilizado na Fase 1.

No efluente do reator UASB, a concentração média de DQO total foi de 331,9 mg.L^{-1} , atingindo eficiência média de remoção de 64%. Na Fase 2, a eficiência média de remoção foi de 60%, apresentando efluente com concentração média de 313 mg.L^{-1} . Tais resultados indicam a estabilidade e robustez do sistema na remoção de matéria orgânica. Comportamento semelhante ao encontrado neste estudo foi constatado por Miorim (2017), obtendo uma remoção de DQO total de 63% ao avaliar o tratamento conjugado de LAS (3%) com esgoto doméstico em reator UASB.

Observa-se na Figura 17 que a maior parte da matéria orgânica em termos de DQO total foi removida no reator UASB, primeira etapa do processo, com eficiências de remoção superiores a 60% em ambas as fases de monitoramento, corroborando com estudos realizados por Oliveira et al. (2015); Miorim (2017); Araújo (2018). Torres et al. (2009) também realizaram um estudo com reator UASB, tratando esgoto doméstico (95%) e lixiviado (5%) em escala de bancada, com volume de 6 litros e TDH de 24 horas, e obtiveram resultados superiores aos encontrados nesse trabalho, alcançando uma eficiência de remoção de DQO de 75%.

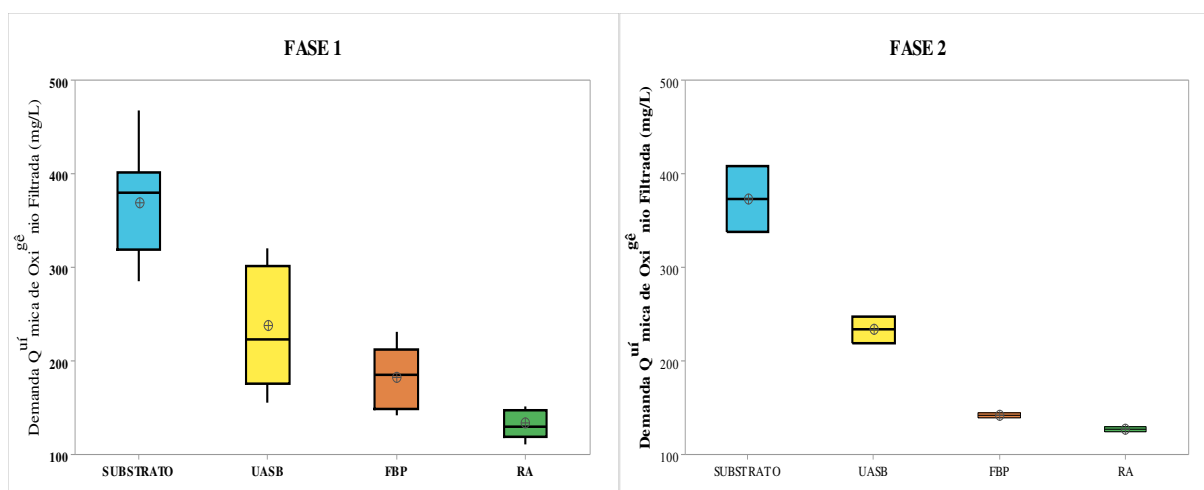
A remoção de matéria orgânica no reator UASB em termos de DQO nesse trabalho ficou acima de alguns valores observados na literatura. Baettker et al. (2017), operaram reator UASB tratando LAS (3%) e ED(97%), alcançaram a eficiência de remoção de DQO de 51%. Monteiro et al. (2019), obtiveram uma remoção de 48% de DQO tratando lixiviado e esgoto doméstico em reator UASB, com proporção volumétrica de LAS de 5%.

No decorrer da Fase 1 deste experimento, os efluentes do FBP e RA apresentaram concentração média de DQO total de 231 e 159 mg.L⁻¹, respectivamente. Observa-se que a combinação do sistema UASB+FBP+RA proporcionou redução de 82% de matéria orgânica em termos de DQO, um resultado bastante significativo de remoção de material carbonáceo. Na Fase 2, as concentrações médias de DQO total no FBP e RA foram de 221 e 152 mg.L⁻¹. Nesta fase, o sistema experimental possibilitou eficiência de remoção de 80% de DQO total.

Nascentes et al. (2015) realizaram o tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados e demonstraram ser uma alternativa viável para o tratamento do lixiviado para misturas lixiviado/esgoto de até 3%. No entanto, relatam que é possível o tratamento de misturas até 5%, mas com redução significativa da eficiência. Para o processo de lodos ativados (aeração prolongada) foram obtidas eficiências de remoção de matéria orgânica em termos de DQO semelhantes às obtidas nesse trabalho, removendo de 89% e 84% para as misturas de 2% e 3% de (LAS+ED), respectivamente.

Na Figura 18 são apresentados os dados das concentrações de DQO das amostras filtradas do substrato e dos efluentes do reator UASB, FBP e reator anóxico durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2 deste experimento.

Figura 18. Demanda química de oxigênio nas amostras filtradas do substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador, e reator anóxico, durante o período de monitoramento.



Analisando os dados da Figura 18, observa-se que o substrato e o efluente do reator UASB apresentaram, durante a Fase 1, concentração média de DQO filtrada de 368 mg.L⁻¹ e 199 mg.L⁻¹, respectivamente. O reator UASB apresentou bons resultados, alcançando a remoção de 45% da DQO afluente. O efluente após FBP apresentou concentrações em torno de 151 mg.L⁻¹ e no efluente do reator anóxico, a concentração média de DQO foi de 130 mg.L⁻¹. A eficiência de remoção de DQO filtrada no sistema de tratamento durante essa fase foi de 64%. No decorrer da Fase 2, o substrato, efluente UASB, efluente FBP e efluente RA apresentaram concentrações médias de 374 mg.L⁻¹, 234 mg.L⁻¹, 142 mg.L⁻¹ e 127 mg.L⁻¹, respectivamente. Nesta Fase, o sistema experimental possibilitou uma eficiência de remoção de 66% de DQO_F.

A biodegradabilidade de substratos pode ser relacionada aos valores do parâmetro cinético “k”, denominado constante de velocidade para reação de primeira ordem, que mede a velocidade de uma reação em condições específicas e pode ser definido como a variação da concentração na unidade de tempo. Durante o trabalho experimental, o parâmetro cinético utilizado para avaliar o processo de degradação da matéria orgânica em termos de DQO_T e DQO_F foi a constante de biodecomposição, cujos valores indicam a velocidade do processo, sendo determinado pela expressão matemática representada pela equação 9.

$$S = S_0 \cdot e^{-kt} \quad (9)$$

Os dados cinéticos fornecem informações sobre o crescimento e utilização do substrato por diversas culturas, sendo bastante úteis na análise do sistema de tratamento e para o aumento de escala de reatores. Na Tabela 8 são apresentadas as equações exponenciais ajustadas com os dados obtidos durante o período de monitoramento do sistema experimental.

Tabela 8. Equações exponenciais ajustadas com os dados obtidos durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.

PARÂMETROS	FASE 1		FASE 2	
	DQO _T	DQO _F	DQO _T	DQO _F
UASB	$DQO_T = 920 \cdot e^{-3,0977 \cdot t}$	$DQO_F = 368 \cdot e^{-1,8629 \cdot t}$	$DQO_T = 782 \cdot e^{-2,7497 \cdot t}$	$DQO_T = 374 \cdot e^{-1,408 \cdot t}$
FBP	$DQO_T = 331 \cdot e^{-2,8776 \cdot t}$	$DQO_F = 199 \cdot e^{-1,6568 \cdot t}$	$DQO_T = 313 \cdot e^{-2,089 \cdot t}$	$DQO_T = 234 \cdot e^{-2,9981 \cdot t}$
RA	$DQO_T = 231 \cdot e^{-0,7471 \cdot t}$	$DQO_F = 151 \cdot e^{-0,2994 \cdot t}$	$DQO_T = 221 \cdot e^{-0,7486 \cdot t}$	$DQO_T = 142 \cdot e^{-0,2232 \cdot t}$

Nota: t=tempo (dias); k=d⁻¹.

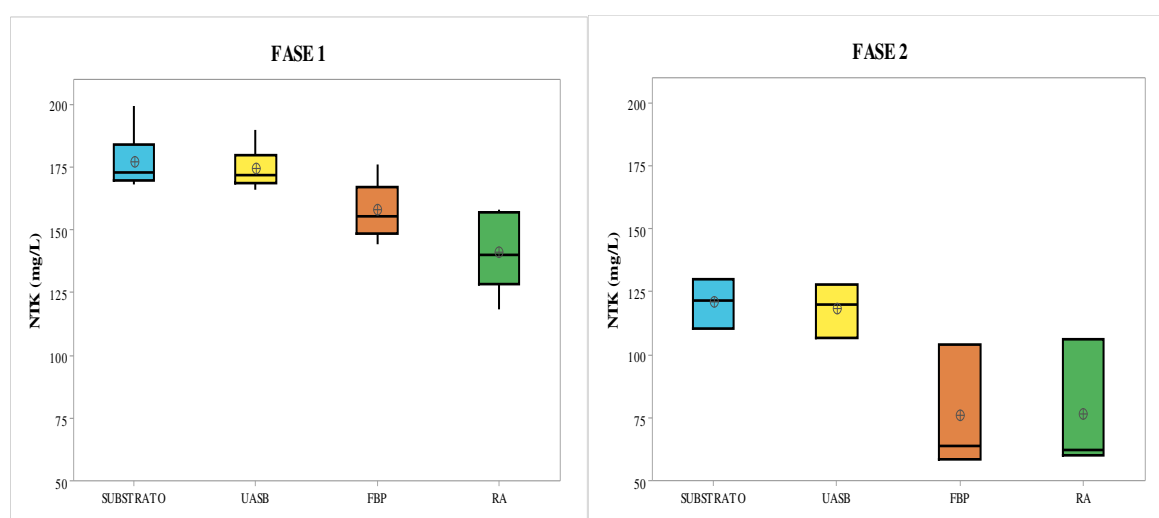
Analisando os dados da Tabela 8, observa-se maiores valores da constante de biodecomposição no reator UASB, o que indica maior biodegradabilidade do substrato. No

FBP e RA foram observados valores inferiores, visto que há redução da matéria orgânica facilmente biodegradável no reator UASB, dificultando assim a degradação devido a presença de compostos orgânicos recalcitrantes.

5.6 Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato

A redução da concentração de nitrogênio em efluentes é certamente um desafio e apresenta grande importância no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Na Figura 19 são apresentadas as concentrações médias de Nitrogênio Total Kjeldahl no substrato e efluentes dos reatores UASB, FBP e RA.

Figura 19. Concentração de NTK no substrato e efluentes dos respectivos reatores monitorados durante as Fases 1 e 2.



Analisando os dados obtidos ao longo do monitoramento da Fase 1 deste sistema experimental, observa-se que as concentrações médias de NTK no substrato e efluentes do UASB, FBP e RA foram, respectivamente, $176 \text{ mg NTK.L}^{-1}$, $174 \text{ mg NTK.L}^{-1}$, $144 \text{ mg NTK.L}^{-1}$ e $140 \text{ mg NTK.L}^{-1}$. O NTK é igual à soma do nitrogênio orgânico mais nitrogênio amoniacal, e por isso, observa-se maior redução da concentração de NTK no FBP, devido a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e nitrato. Nesta Fase, o sistema experimental propiciou eficiência de remoção de 20,4%.

Na Fase 2, as concentrações de NTK no substrato e efluentes dos respectivos reatores monitorados foram, respectivamente, $120,6$, $118,4$, $61,5$ e $61,3 \text{ mg NTK.L}^{-1}$. O sistema possibilitou eficiência de remoção de 49%.

Na Tabela 9 são apresentadas as equações exponenciais ajustadas com os dados de NTK obtidos durante o período de monitoramento do sistema experimental nas Fases 1 e 2,

cujos valores indicam a velocidade de degradação dos compostos nitrogenados durante o processo, sendo determinado pela expressão matemática representada pela equação 9.

Tabela 9. Equações exponenciais ajustadas com os dados de NTK obtidos durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.

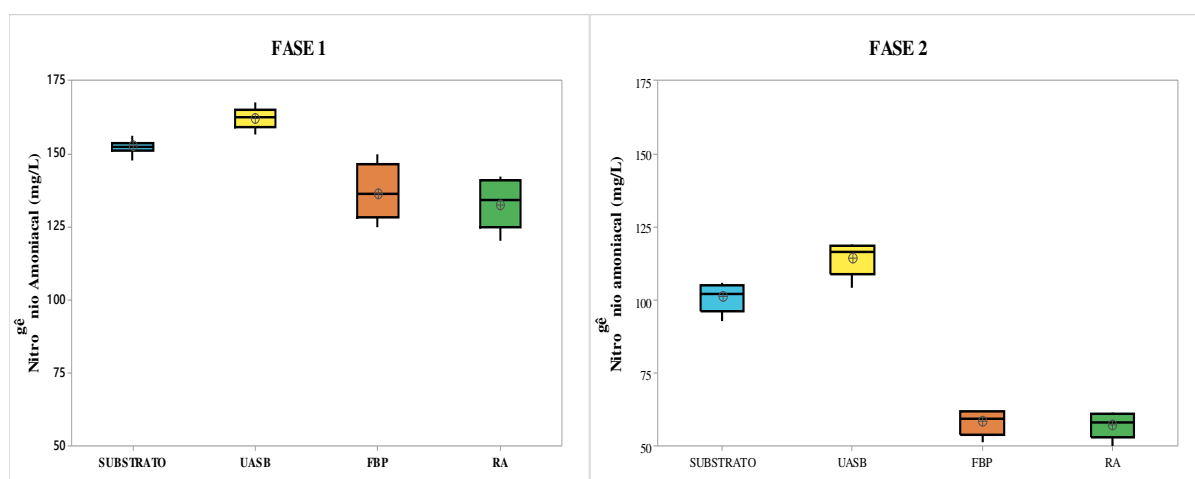
PARÂMETROS	FASE 1	FASE 2
	NTK	NTK
UASB	$NTK_1=176.e^{-0,0343.t}$	$NTK_2=120,6.e^{-0,055.t}$
FBP	$NTK_1=174.e^{-1,135.t}$	$NTK_2=118,4.e^{-3,932.t}$
RA	$NTK_1=140.e^{-0,056.t}$	$NTK_2=61,5.e^{-0,00652.t}$

*t=tempo (dias); $k=d^{-1}$

Analisando os dados da Tabela 9, observa-se maiores valores da constante de biodecomposição no filtro biológico percolador, que está associado ao processo de nitrificação, indicando maior biodegradabilidade do composto nitrogenado neste reator. No UASB e RA foram observados valores inferiores, visto que nestas etapas ocorrem os processos de amonificação e desnitrificação.

Na Figura 20 são apresentadas as concentrações médias de N-Amoniacal no substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2 deste experimento.

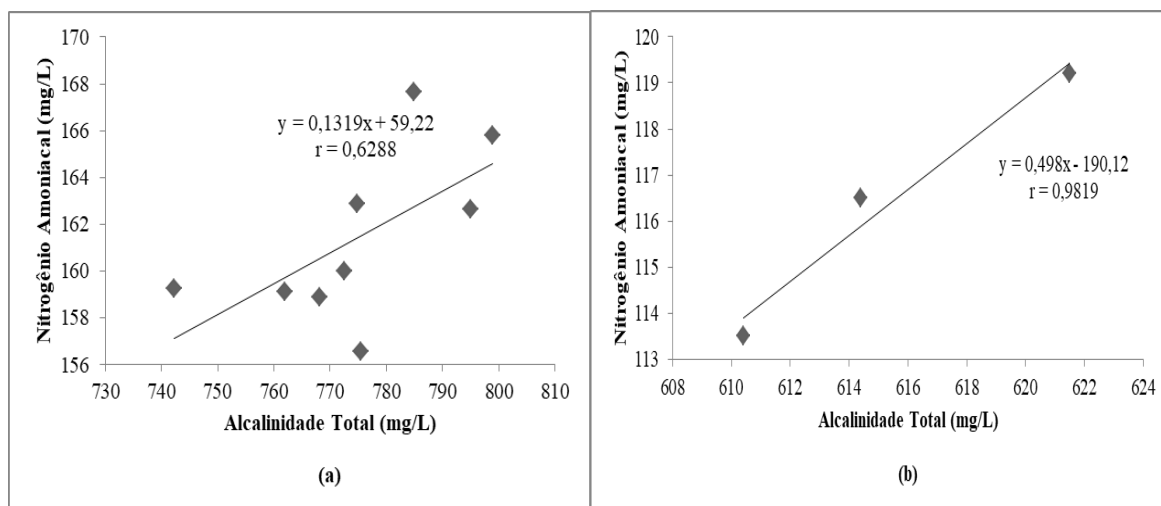
Figura 20. Concentrações médias de N-amoniacal no substrato e efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico durante o período de monitoramento.



Analisando os dados da Figura 20 observa-se que a concentração média de nitrogênio amoniacal no substrato foi de 152,4 mg N-NH₄⁺.L⁻¹ na Fase 1 e 101,2 mg N-NH₄⁺.L⁻¹ no decorrer da Fase 2. No efluente do reator UASB observa-se um aumento na concentração média de nitrogênio amoniacal, que pode ser resultante da atividade biológica de hidrólise e

desaminação da matéria orgânica nitrogenada ocorrida no reator UASB, o processo de amonificação. O efluente apresentou concentração média corresponde a $165,3 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase 1 e $114,3 \text{ N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase 2. As concentrações de N-NH_4^+ tiveram um aumento de 7,8% na Fase 1 e na Fase 2 alcançou um percentual de 11,6 %. Esse aumento durante a Fase 2 pode ser justificado pela utilização do esgoto sanitário, que era coletado em um interceptor localizado na EXTRABES, onde não havia armazenamento. Já o esgoto doméstico era armazenado em uma caixa de polietileno, e devido o tempo que permanecia neste local poderia estar ocorrendo o processo de amonificação antes da preparação do substrato. Na Figura 21 apresenta-se a correlação entre nitrogênio amoniacal e alcalinidade total, evidenciando uma maior correlação positiva durante a Fase 2 deste experimento.

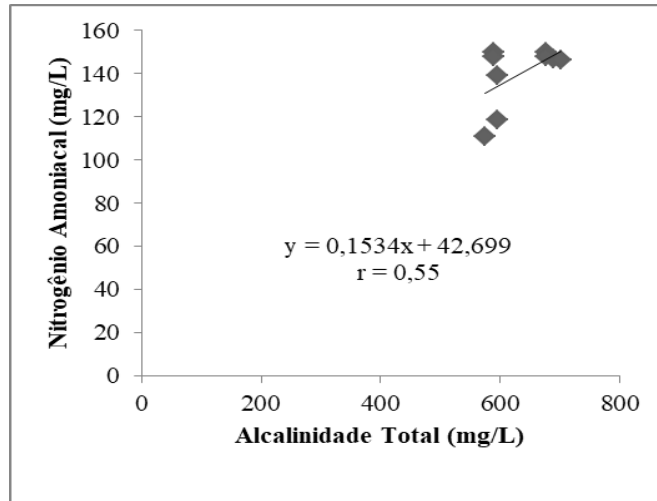
Figura 21. Correlação entre nitrogênio amoniacal e alcalinidade total no reator UASB durante a Fase 1 (a) e a Fase 2 (b).



No filtro biológico percolador, o objetivo principal é o consumo de nitrogênio amoniacal pelos microrganismos nitrificantes em seus processos metabólicos e a transformação do nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato. No decorrer da Fase 1, o FBP apresentou um efluente com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, no qual a nitrificação não ocorre de maneira efetiva, como pode ser observado na Figura 20, e ocorre uma pequena conversão do N-amoniacal a nitrito e nitrato nesta etapa, possivelmente pela limitação de oxigênio dissolvido no meio. O FBP proporcionou uma eficiência média de remoção de 16%, produzindo efluente com concentração de $136,3 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$. Apesar das baixas relações OD/N-amoniacal nesta fase, ocorreu o processo de nitrificação no FBP, o qual poderia ser aumentado com maior aporte de oxigênio ao meio, para que assim, pudessem ser otimizadas as condições no FBP e ocorresse o aumento de biomassa específica para o

processo de nitrificação. Segundo Gonçalves et al. (2001), para valores em que a relação OD e N-amoniacoal são muito baixos, o compartimento aeróbio é dominado por bactérias heterotróficas e a nitrificação ocorre de forma bastante lenta. Na Figura 22 apresenta-se a correlação entre nitrogênio amoniacoal e alcalinidade total no filtro biológico percolador durante a Fase 1.

Figura 22. Correlação entre nitrogênio amoniacoal e alcalinidade total no FBP durante a Fase 1.



Albuquerque (2012) observou que a adição de 5% de lixiviado provocou uma diminuição significativa da eficiência de remoção de nitrogênio amoniacoal, indicando provável inibição da nitrificação pelo aumento da concentração de NAT, que atingiu o valor de 140,6 mg.L⁻¹. Também foi observado elevada produção de nitrito e reduzida produção de nitrato, indicando a possível redução da atividade das bactérias *Nitrobacter*, que são bastante sensíveis a presença de amônia livre.

Na fase 2, o FBP apresentou melhor desempenho no processo de conversão de nitrogênio amoniacoal a nitrito e nitrato, quando comparado ao FBP durante a Fase 1, com concentrações maiores de N-NO₃⁻ e eficiências de remoção de N-NH₄⁺, no geral, acima de 50%. A concentração média no efluente do FBP de NH₄⁺ foi de 58 mg.L⁻¹. Inicialmente, a Fase 2 foi um pouco variável, o que indicou que o FBP ainda estava instável, mas no decorrer dessa fase, a eficiência de remoção de N-NH₄⁺ aumentou significativamente, passando a apresentar maiores concentrações de nitrato e menores de nitrito, e um efluente com concentrações de nitrogênio amoniacoal próximas a 50 mg.L⁻¹.

A aeração forçada nesta fase favoreceu o desenvolvimento da biomassa nitrificante, otimizando a etapa de nitrificação. No entanto, a quantidade de oxigênio requerido não foi suficiente para a realização da nitrificação completa, sendo necessário, para oxidar o nitrogênio amoniacoal presente no efluente, uma quantidade de 265 mg O₂, visto que a

estequiometria de oxigênio requerido para uma completa nitrificação da nitrogênio para nitrato é de 4,57 mg O_2 . Na reação de nitrificação, o requerimento teórico de oxigênio dissolvido é de 3,43 mg para oxidação de 1 mg de NH_4^+ em nitrito e de 1,14 mg para oxidação de 1 mg de NO_2^- em nitrato. Sendo assim, o oxigênio dissolvido torna-se essencial para atividade de bactérias nitrificantes (METCALF & EDDY, 2016).

Os dados referentes ao processo de nitrificação e desnitrificação são apresentados na Figura 23 e Figura 24.

Figura 23. Concentrações de nitrito (NO_2^-) no efluente do filtro biológico percolador e do reator anóxico durante o período de monitoramento.

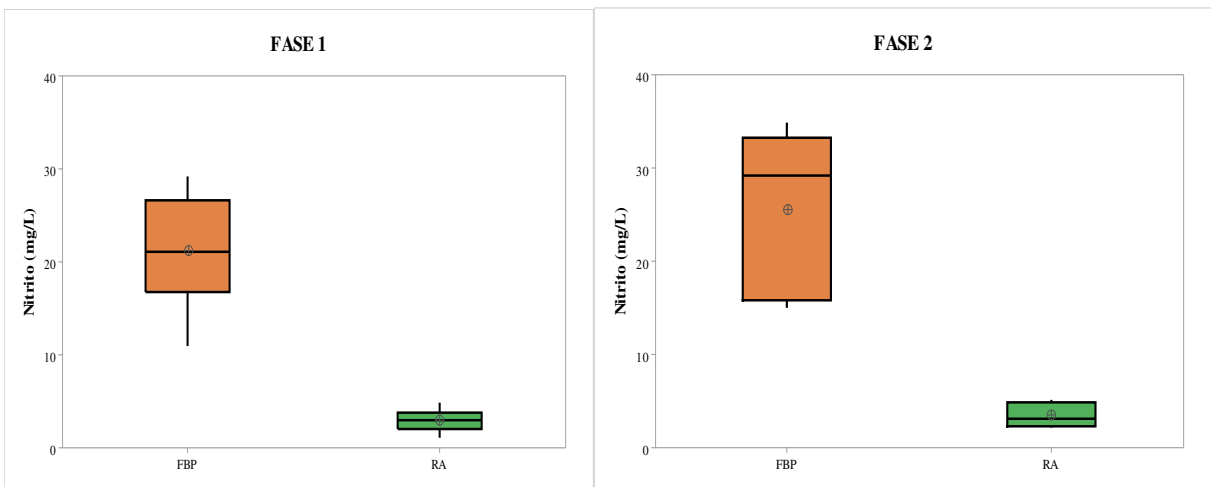
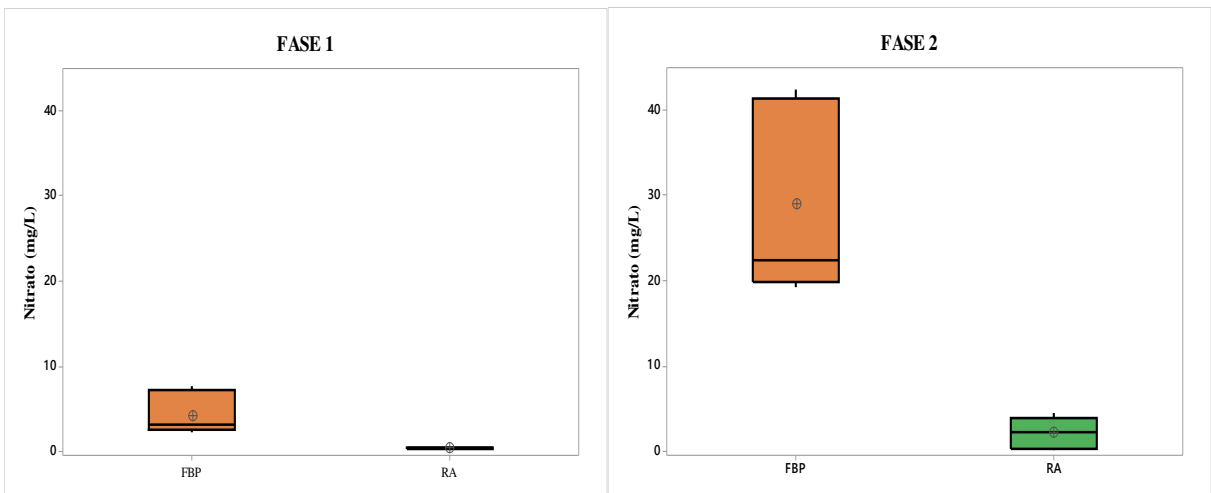


Figura 24. Concentrações de nitrato (NO_3^-) no efluente do filtro biológico percolador e do reator anóxico durante o período de monitoramento.



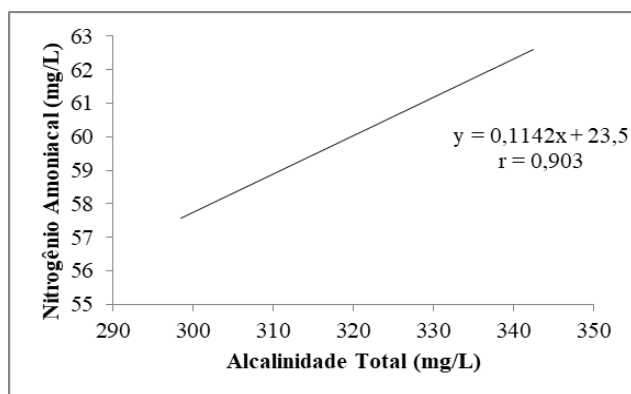
Analisando os dados da Figura 23 e Figura 24 pode-se constatar que as concentrações médias de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) no efluente do filtro biológico percolador durante a Fase 1 deste experimento foram de 21,24 e 4,11 $mg.L^{-1}$, respectivamente. A alta concentração de nitrito e a baixa conversão a nitrato indica que o filtro biológico percolador não apresentava condições satisfatórias no processo de oxidação de nitrogênio amoniacal. As

concentrações de nitrogênio amoniacal ainda são elevadas, necessitando de maior quantidade de oxigênio dissolvido para promover e otimizar o processo de nitrificação (ZOPPAS et al., 2016).

Segundo Yusof et al. (2010), o acúmulo de nitrito em reatores com biofilme, como os FBP, costuma ser um indicativo de que a taxa de transferência de oxigênio ou aeração estão sendo insuficientes. Como as bactérias oxidadoras de nitrito têm menor afinidade com o oxigênio, exigem uma taxa de transferência mais elevada que as oxidadoras de nitrogênio amoniacal, sendo as primeiras a serem inibidas quando esta se torna deficiente. Baseado nesta premissa, as oxidadoras de nitrito poderiam ter reduzido sua atividade e o nitrito permaneceu no efluente do FBP durante este período. Outra argumentação possível é a de que a população de oxidadoras do nitrito não fosse suficiente para converter todo o nitrito produzido, tornando-se assim um fator limitante da nitrificação no sistema experimental. A hipótese de que a nitrificação foi prejudicada durante a etapa 1 devido à dificuldade de transferência de oxigênio para o biofilme é a mais provável, visto que após a Fase 2, houve um aumento considerável da taxa de nitrificação. Neto e Costa (2011) e Fulazzaky et al. (2015) relataram que unidades com aeração controlada aumentam consideravelmente a eficiência na remoção de nitrogênio.

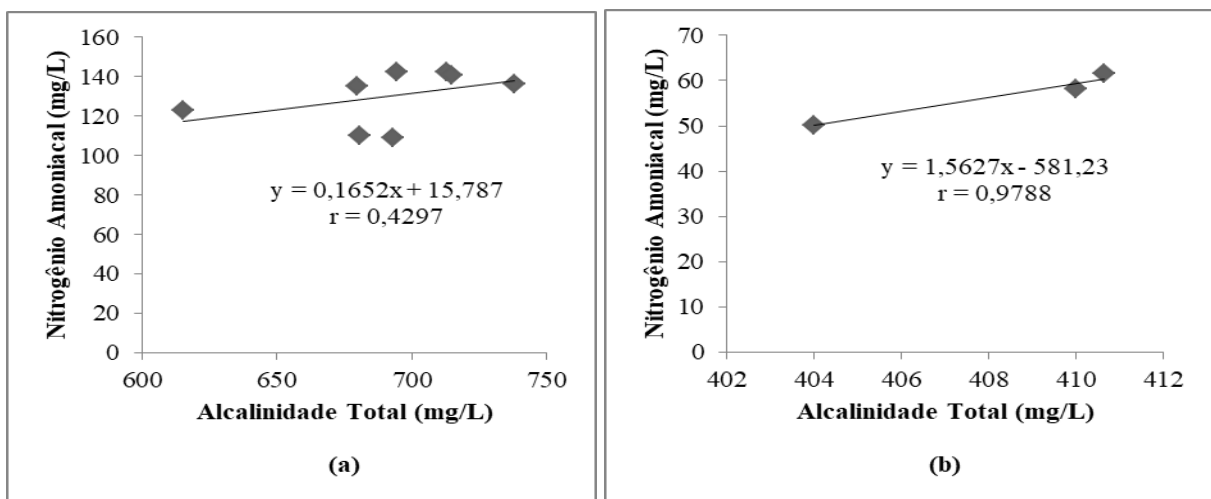
Na Fase 2, a mudança da aeração possibilitou maior consumo de alcalinidade total e maior produção de nitrato pelas nitrificantes. Nesta fase houve aumento na taxa de nitrificação, ao qual apresentou uma concentração média de nitrato no efluente do FBP de 29 mg N-NO₃⁻.L⁻¹, de nitrito de 26 N-NO₂⁻.L⁻¹ e um consumo de 301 mg CaCO₃.L⁻¹ para esta etapa, conforme apresentado nas Figuras 23 e 24. Durante esta fase, observa-se uma maior correlação entre o nitrogênio amoniacal e alcalinidade total, conforme apresentado na Figura 25.

Figura 25. Correlação entre nitrogênio amoniacal e alcalinidade total no FBP durante a Fase 2.



No reator anóxico, ocorreu a redução de nitrato presente no efluente no filtro biológico percolador, atingindo uma concentração média de nitrato de $0,42 \text{ mg.L}^{-1}$ na Fase 1 e $2,16 \text{ mg.L}^{-1}$ na Fase 2. A quantidade de carbono orgânico no meio foi suficiente para promover o processo de desnitrificação, visto que a ocorrência desse processo está diretamente relacionada à quantidade de matéria orgânica biodegradável presente (LIU et al., 2010). Nos tratamentos biológicos convencionais, a presença de substrato facilmente biodegradável é geralmente baixa, sendo removida nas etapas anteriores, e por esse motivo, torna-se necessária a adição de uma fonte externa de carbono para a realização do processo de desnitrificação. A Figura 26 demonstra a correlação entre nitrogênio amoniacal e alcalinidade total no reator anóxico, indicando uma maior correlação durante a Fase 2.

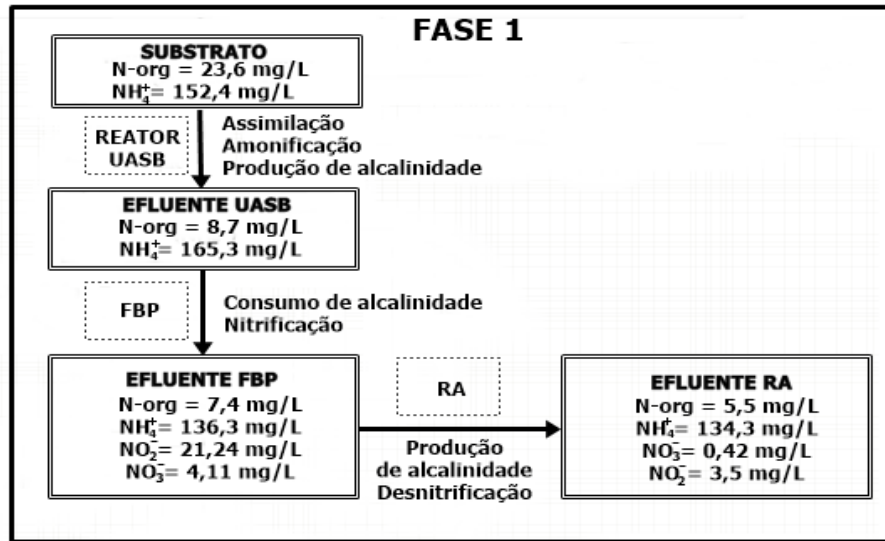
Figura 26. Correlação entre nitrogênio amoniacal e alcalinidade total no reator anóxico durante a Fase 1 (a) e Fase 2 (b).



Segundo Helmer-Madhok et al. (2002), com uma relação carbono/nitrogênio maior do que 4, a taxa de desnitrificação se incrementa de um fator 1,5 a 1,7. No reator anóxico, esta relação manteve-se acima de 4, e provavelmente isto justifica a redução do nitrato a N_2 . Caso a nitrificação no filtro biológico percolador tivesse ocorrido de forma efetiva, a relação C/N poderia diminuir, não possibilitando uma desnitrificação satisfatória, e, portanto, seria necessária a adição de uma fonte externa de carbono.

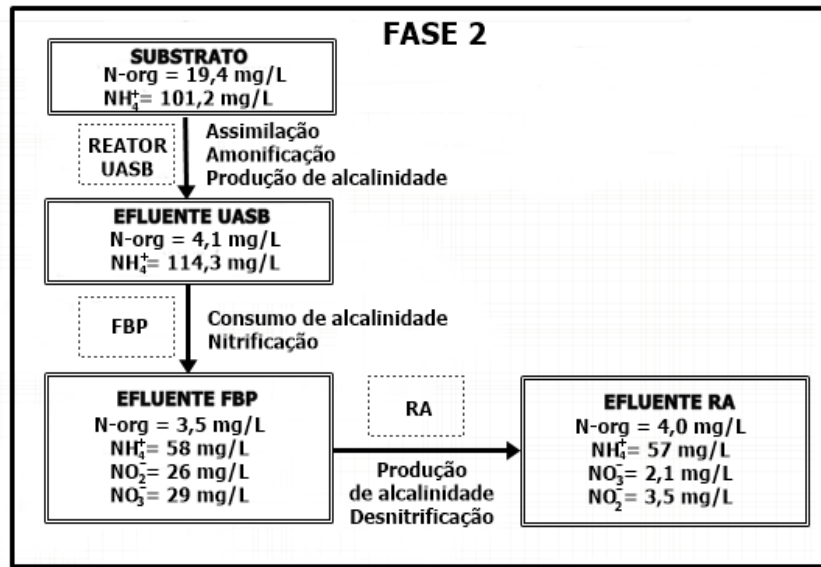
Na Figura 27 são apresentados os dados obtidos experimentalmente, indicando as principais vias metabólicas de oxidação e redução das espécies de nitrogênio no sistema experimental durante o período de monitoramento da Fase 1.

Figura 27. Fluxograma das rotas metabólicas de conversão do nitrogênio nas formas de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato durante a Fase 1.



Analisando a Figura 27 constata-se no substrato que o nitrogênio orgânico correspondia a 13,4%, sendo o NTK constituído, em sua maioria, por nitrogênio amoniacal (86,6%). No efluente do reator UASB, a concentração de NTK permanece constante, mas uma pequena fração do nitrogênio orgânico é convertida a nitrogênio amoniacal através do processo de amonificação, e então, aproximadamente 8% da fração orgânica nitrogenada é convertida, aumentando assim a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente UASB, correspondendo a 94,6% de NH₄⁺ e 5,4% de nitrogênio orgânico presentes no efluente. No efluente do FBP observa-se uma redução da concentração de NTK, que está associada ao processo de nitrificação, no qual ocorre a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e nitrato. A concentração de nitrogênio amoniacal correspondeu a 80,6% no FBP, diminuindo assim a concentração de NTK. O nitrogênio orgânico apresentou uma pequena redução, correspondendo a 4,4%, e o nitrito e nitrato, representaram, respectivamente, 12,6 e 2,4%. No reator anóxico o nitrogênio amoniacal representou aproximadamente 79% e o nitrogênio orgânico apenas 3,3%. 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 2% e 0,2% respectivamente. O nitrogênio gasoso representou 15,5%, indicando a ocorrência de desnitrificação.

Figura 28. Fluxograma das rotas metabólicas de conversão do nitrogênio nas formas de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato durante a Fase 2.



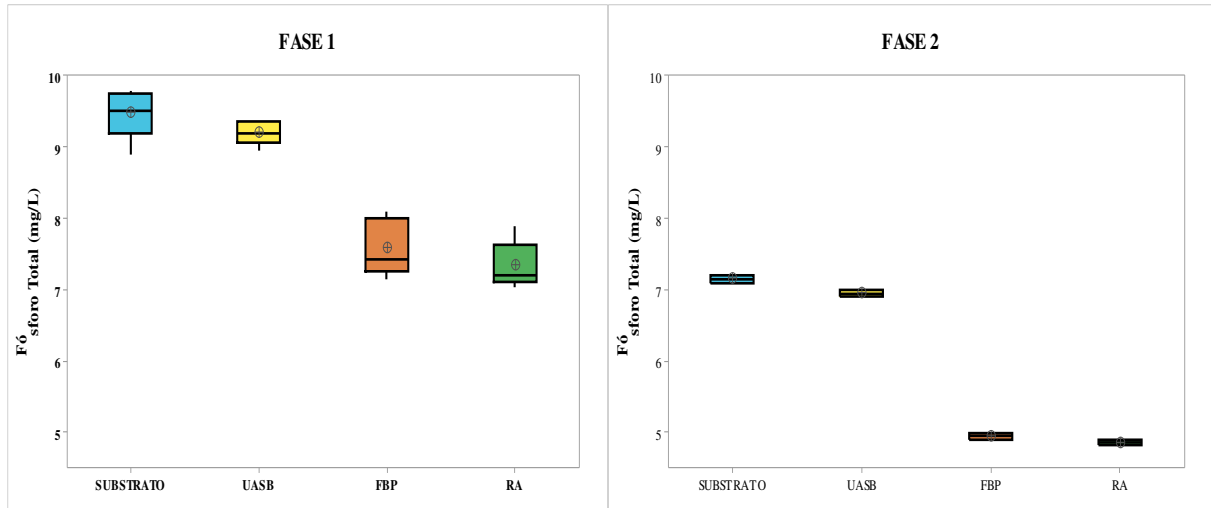
Analisando a Figura 28 constata-se que no decorrer da Fase 2, o substrato afluente apresentou uma concentração média de NTK de 120,6 mg.L⁻¹, sendo constituído em sua maioria por nitrogênio amoniacal (83,8%) e 16,2 % correspondia ao nitrogênio na forma orgânica. No reator UASB esse comportamento foi modificado, conforme explicado no parágrafo anterior, apresentando concentração de NTK de 118,4 mg.L⁻¹ e constatando-se aumento na concentração de nitrogênio amoniacal, atingindo um percentual de 96,6% do total de NTK, e o decréscimo da concentração de nitrogênio orgânico, correspondendo a 3,4%. No efluente do FBP, observa-se uma redução significativa da concentração de NTK, atingindo cerca de 40%, que também está associada ao processo de nitrificação mencionado anteriormente. No FBP, o nitrogênio amoniacal correspondeu a 49,8% e o nitrogênio orgânico a 3%. As concentrações de nitrito e nitrato representaram, respectivamente, 22,3 e 24,9%. No reator anóxico, o nitrogênio orgânico correspondeu a 3,4% e o nitrogênio amoniacal a 48,9%. A porcentagem de nitrato e nitrito no reator anóxico foi de 1,8% e 3%, respectivamente. O nitrogênio gasoso correspondeu a 42,9%, indicando a ocorrência de redução de nitrato e nitrito a nitrogênio molecular.

5.7 Fósforo Total e Ortofosfato

O fósforo é um nutriente bastante importante durante o processo de tratamento biológico, pois é necessário para promover o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e para a realização de seus processos metabólicos. Na

Figura 29 são apresentadas as concentrações de fósforo total adquiridas durante o período de monitoramento.

Figura 29. Concentrações de fósforo total no substrato e nos efluentes do reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico, durante o período de monitoramento.



Através dos dados apresentados na Figura 29 é possível observar que as concentrações médias durante a Fase 1 no substrato, efluente UASB, efluente FBP e efluente RA foram de: 9,47, 8,53, 7,56 e 7,34 mg.L^{-1} , respectivamente. Também é possível notar uma baixa remoção de fósforo no reator UASB, alcançando uma eficiência de 9,8%. A ocorrência dessa baixa remoção é justificada pelo fato de reatores anaeróbios não terem o objetivo de remover nutrientes, e sim, a remoção de material carbonáceo pelos microrganismos heterotróficos. Os nutrientes podem ser removidos em sistemas anaeróbios através dos processos de sedimentação e precipitação no lodo, e pela assimilação dos microrganismos. O sistema total apresentou uma eficiência de remoção de fósforo total de 22,4%. Em estudo realizado por Santos (2014), os valores médios de eficiência de remoção de fósforo obtidos foram superiores, o qual obteve uma eficiência de remoção de 26%.

Na Fase 2, as concentrações de fósforo total no substrato, efluente UASB, efluente FBP e efluente RA foram, respectivamente, 7,15, 6,95, 4,95 e 4,86 mg.L^{-1} . O sistema experimental propiciou eficiência de remoção de 32%. Na Tabela 10 são apresentadas as equações exponenciais ajustadas com os dados de PT obtidos durante o período de monitoramento do sistema experimental, cujos valores indicam a velocidade de degradação durante o processo, sendo determinado pela expressão matemática representada pela equação 7.

Tabela 10. Equações exponenciais ajustadas com os dados de fósforo total obtidos durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2.

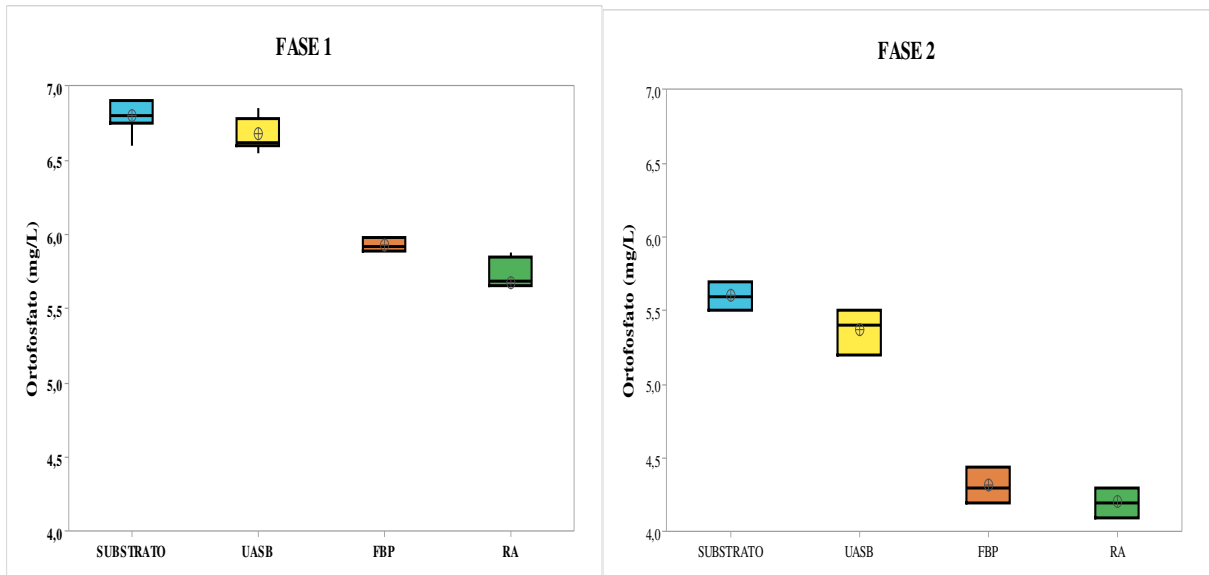
PARÂMETROS	FASE 1	FASE 2
	PT	PT
UASB	$PT_1=9,47.e^{-0,313.t}$	$PT_2=7,15.e^{-0,085.t}$
FBP	$PT_1=8,53.e^{-0,724.t}$	$PT_2=6,95.e^{-2,044.t}$
RA	$PT_1=7,56.e^{-0,059.t}$	$PT_2=4,95.e^{-0,036.t}$

Nota: t=tempo (dias); $k=d^{-1}$

Analisando os dados da Tabela 10 observa-se valores de constante de degradação maiores no FBP durante a Fase 2, visto que a adição de oxigênio dissolvido no meio favoreceu o processo de remoção de fósforo. No reator UASB e RA, as constantes apresentam valores inferiores, visto que, durante esses processos a remoção ocorre lentamente, sendo através da assimilação e/ou sedimentação.

Na Figura 30 são apresentadas as concentrações de ortofosfato no sistema experimental durante o período de monitoramento das Fases 1 e 2 deste trabalho.

Figura 30. Concentrações de ortofosfato no substrato e nos efluentes reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico, durante o período de monitoramento.



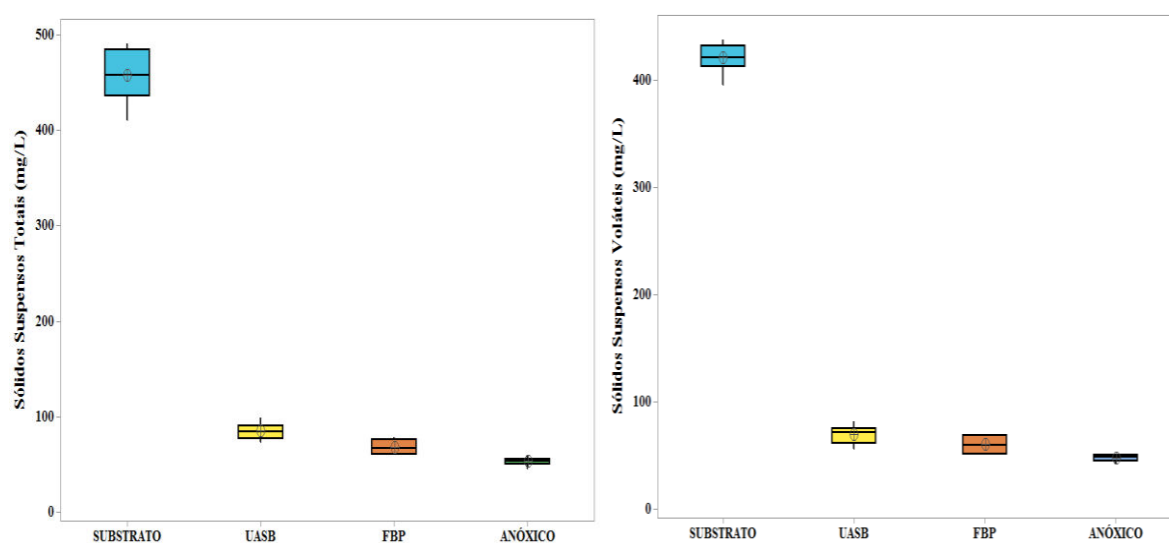
Analisando os dados obtidos durante o período de monitoramento observa-se que a concentração média de ortofosfato no afluente foi de $6,76 \text{ mg.L}^{-1}$. No efluente do reator UASB, a concentração foi semelhante à encontrada no substrato, apresentando $6,6 \text{ mg.L}^{-1}$ de ortofosfato. No FBP, houve uma redução de 10,2% do ortofosfato presente no efluente UASB, apresentando uma concentração média de $5,93 \text{ mg.L}^{-1}$. No efluente do reator anóxico a concentração média de ortofosfato foi de $5,57 \text{ mg.L}^{-1}$. Nesta Fase, o sistema possibilitou

eficiência de remoção de 17,6%. Durante a Fase 2, as concentrações médias de ortofosfato no substrato e efluentes UASB, FBP e RA foram, respectivamente, 5,6, 5,3, 4,3 e 4,2 mg.L⁻¹, propiciando eficiência de remoção de ortofosfato de 25%.

5.8 Sólidos Suspensos Totais e Voláteis

Na Figura 31 pode-se verificar o desempenho do sistema experimental em relação à remoção de sólidos suspensos totais e voláteis durante o período de monitoramento.

Figura 31. Concentrações de sólidos suspensos totais e voláteis no substrato e nos efluentes reator UASB, filtro biológico percolador e reator anóxico, durante o período de monitoramento.



Em relação à remoção de sólidos, medidas em termos de SST e SSV, foram observadas variações das concentrações no efluente ao longo do período de monitoramento. Como pode ser verificado na Figura 31, os valores médios de sólidos suspensos totais e voláteis obtidos no substrato foram de 457 e 420,6 mg.L⁻¹, respectivamente. No efluente do reator UASB observa-se uma redução significativa de sólidos em suspensão presentes no substrato, apresentando concentrações de 84,26 mg SST.L⁻¹ e 69 mgSSV.L⁻¹, o que demonstra que o reator UASB foi capaz de remover significativamente os sólidos em suspensão, apresentando uma eficiência de remoção de 81,5 % de SST e 83,5% de SSV.

Nos efluentes do FBP e RA, as concentrações médias de SST foram de 67,6 e 52,7 mg.L⁻¹, respectivamente. A combinação dos três processos possibilitou uma eficiência de remoção de SST e SSV de 88%. Ferraz et al. (2014), operando um biofiltro aerado submerso (2% de LAS e 98% de ED), obteve resultados semelhantes, alcançando remoção de 90% de sólidos suspensos totais.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados apresentados durante o período de monitoramento pode-se concluir que:

- O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico no reator UASB não apresentou interferências significativas na estabilidade operacional do reator. A eficiência do reator foi de 64% e 62,6% de material carbonáceo em termos de DQO total e filtrada, respectivamente. A combinação dos processos anaeróbio, aeróbio e anóxico possibilitou aumento significativo na eficiência de remoção de material carbonáceo durante o período de monitoramento. O sistema experimental monitorado propiciou eficiência de remoção de 82% de DQO total e 88% de SST e SSV.
- A disponibilidade de alcalinidade no meio, ao longo do período experimental da fase 1, manteve-se sempre maior do que a quantidade necessária, fornecendo as condições favoráveis aos processos de nitrificação e desnitrificação.
- Durante a etapa 1 do experimento, quando o FBP foi aerado naturalmente, a maior parte do nitrogênio amoniacal foi convertido em nitrito, resultando em uma nitrificação parcial do meio, com concentrações efluentes de amônia ainda elevadas (130 mg.L^{-1}). A eficiência média de remoção de Nitrogênio Amoniacal foi de 16%. A baixa concentração de oxigênio dissolvido no FBP limitou o processo de nitrificação durante os primeiros meses de monitoramento.
- Na etapa 2, em que um aerador foi instalado no FBP, a fim de suprir as necessidades de oxigenação e melhorar o processo de nitrificação, os percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal chegaram a aproximadamente 50%, com cerca de 60% do nitrogênio amoniacal convertido em nitrato. Tais resultados confirmam que a aeração forçada contribui sobremaneira para o processo de nitrificação total e remoção de nitrogênio amoniacal.
- O reator anóxico possibilitou a redução do nitrato presente no efluente do filtro biológico percolador, apresentando efluente final com concentração de $0,42 \text{ mgNO}_3^- .\text{L}^{-1}$ durante a Fase 1 e $2,2 \text{ mgNO}_3^- .\text{L}^{-1}$ na Fase 2.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L.Z.; YA, P.Y.; AL-RAKABI, W.S. Review on landfill leachate treatments. **American Journal of Applied Sciences**, v.6, n.4, p. 672-684, 2009.
- 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.
- AHARONI, I.; SIEBNER, H.; DAHAN, O.. Application of vadose-zone monitoring system for real-time characterization of leachate percolation in and under a municipal landfill. **Waste Management**, v.67, p.203-213, 2017.
- AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. **Desalination**, v. 287, p. 41-54, 2012.
- AHMED, M.; IDRIS, A.; ADAM, A. Combined anaerobic-aerobic system for treatment of textile wastewater. **Journal of Engineering Science and Technology**, Melbourne, p.55-69, 2007.
- AHN, Y. H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process Biochemistry**, v.41, p. 1709-1721. 2006.
- ALBUQUERQUE, E. M. Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados. Dissertação – Programa de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento – EESC, USP, 2012.
- AMOR, C.; TORRES-SOCÍAS, E.; PERES, J.A.; MALDONADO, M.I.; OLLER, I.; MALATO, S.; LUCAS, M.S. Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 286. p. 261-268, 2015.
- APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22^a ed. Washington: American Public Health Association/American Water Works Association/ Water Environment Federation, 2012.
- ARAÚJO, E. C. O. **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.
- BAE, W. ; CHUNG, J. Nitrite reduction by a mixed culture under conditions relevant to shortcut biological nitrogen removal. **Biodegradation**, v. 13, p. 163, 2002.
- BAETTKER, E. C.; RIETOW, J. C.; FREITAS, D. C.; AISSE, M. M. Conservação de recursos hídricos por meio do tratamento anaeróbio combinado de lixiviado de aterros

sanitários em estações de tratamento de esgotos. In: Simpósio brasileiro de recursos hídricos, 2017.

BASHIR, M. J. K.; AZIZ, H. A.; AZIZ, S. Q.; AMR, S. S. A. Na overview of electro-oxidation processes performance in stabilized landfill leachate treatment. **Desalination and water treatment**, v. 51, p. 2170-2184, 2013.

BECK, M. H.; KORL, E. P.; SANTOS, V. R.; THOMÉ, A.; ESCOSTEGUY, P. A. V.. Monitoramento das Águas Subterrâneas e Lixiviado do Local de Disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Passo Fundo/RS. **Rega**, v.7, n.1, p.29-44, 2010.

BESEN, G. R.; FRACALANZA, A. P.. Challenges for the Sustainable Management of Municipal Solid Waste in Brazil. *Disp*, v.52, n.2, p.45-52, 2016.

BHUVANESH, S.; MANEESH, N.; SREEKRISHNAN, T.R. Start-up and performance of a hybrid anoxic reactor for biological denitrification”, **Bioresource Technology**, V.129, pp. 78-84, 2013.

BOONNORAT, J.; TECHKARNJANARUK, S.; HONDA, R.; ANGTHONG, S.; BOONAPATCHAROEN, N.; MUENMEE, S.; PRACHANURAK, P. Use of aged sludge bioaugmentation in twostage activated sludge system to enhance the biodegradation of toxic organic compounds in high strength wastewater. **Chemosphere** 202, 208–217, 2018.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 430. Brasília, 2011.

BUDI, S.; SULIASIH, B. A.; OTHMAN, M. S.; Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. **Waste Management**, v.55, pp. 231-237, 2016.

BUTT, T.E.; GOUDA, H.M.; BALOCH, M.I.; PAUL, P.; JAVADI, A.A.; ALAM, A. Literature review of baseline study for risk analysis-The landfill leachate case. **Environ. Int.** 63, p. 149–162, 2014.

CAMPOS, A. R. C. **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas**. 98 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

CAPODICI, M.; CORSINO, S.F.; DI TRAPANI, D.; VIVIANI, G. Achievement of partial nitrification under different carbon-to-nitrogen ratio and ammonia loading rate for the co-treatment of landfill leachate with municipal wastewater. **Biochemical Engineering Journal**, 2019.

CASTILHOS JR, A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JR, A.B. (Coord.) **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, 2003;

CIRNE, J.R.R.; LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; MONTE, F.P.; OLIVEIRA, M.J. Tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado em reator UASB. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: **ABES**, 2009.

DAIMS, H.; LEBEDEVA, E. V.; PJEVAC, P.; HAN, P.; HERBOLD, C.; ALBERTSEN, M.; JEHLICH, N.; PALATINSZKY, M.; VIERHEILIG, J.; BULAEV, A.; KIRKEGAARD, R. H.; VON BERGEN, M.; RATTEL, T.; BENDINGER, B.; NIELSEN, P. H.; WAGNER, M. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria. **Nature**, v. 528, p. 504-509, 2015.

DIA, O.; BUELNA, G.; DROGUI, P.; DUBÉ, R.. Hybrid process, electrocoagulation-biofiltration for landfill leachate treatment. **Waste Management**, v.75, p.391-399, 2018.

DIAS, A. C. **Lodos Ativados com Adição de Carvão Ativado no Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico**. 71p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia. Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

EL-GOHARY, F.A.; KAMEL, G. Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate. **Ecological Engineering**, v.94, p. 268–274, 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**, v.141, p. 9-15, 2014.

FERREIRA, J.A.; CANTANHEDE, A.L.G.; LEITE, V.D.; BILA, D.M.; CAMPOS, J.C.; YOKOYAMA, L.; FIGUEIREDO, I.C.; MANNARINO, C.F.; SANTOS, A.S.; FRANCO, R.S.O.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos com esgoto sanitário**. In: GOMES, L.P. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para condições brasileiras. Livro 3 do Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

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

FULAZZAKY, A.M. et al. Conditioning the alternating aerobic e anoxic process to enhance the removal of inorganic nitrogen pollution from a municipal wastewater in France. **Journal of Cleaner Production**. n.100, p. 195-201. 2015.

GE, S., PENG, Y., WANG, S., LU, C., CAO, X., ZHU, Y. Nitrite accumulation under constant temperature in anoxic denitrification process: The effects of carbon sources and COD/NO₃⁻. **Bioresource Technology**, v.114, p. 137-143, 2012.

GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, L.; ANDRADE NETO, C. O.; SOBRINHO, P. A.; KATO, M. T.; COSTA, R. da; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, v. 2, Belo Horizonte: FINEP, v. 4, p. 171-199, 2001.

GUADIE, A., XIA, S., ZHANG, Z., ZELEKE, J., GUO, W., NGO, H.H., HERMANOWICZ S.W. Effect of intermittent aeration cycle on nutrient removal and microbial community in a

fluidized bed reactor-membrane bioreactor combo system. **Bioresource Technology**, v.156, p. 195-205, 2014.

HAGOPIAN, D. S.; RILEY, J. G. A closer look at the bacteriology of nitrification. **Aquacultural Engineering**, 1998.

HALING-SORENSEN, B; JORGENSEN, S.E. The removal of nitrogen compounds from wastewater. Amsterdam, London, New York, Tokio: **Elsevier**, 443p,1993.

HAN, Z.; SHI, G.; MA, H.; HE, L.. A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. **Science of the Total Environment**, v.569-570, n.1, p.1255-1264, 2016.

HELMER-MADHOK, C.; SCHMID, M.; FILIPOV, E.; GAUL, T.; HIPPEN, A.; ROSENWINKEL, K. H.; SEYFRIED, C. F.; WAGNER, M.; KUNST, S. Deammonification in biofilm systems: population structure and function. **Water Science and Technology**, v.39, p.13-21, 2002.

HOWARTH, R, W. Human acceleration of the nitrogen cycle: divers, consequences, and steps toward solutions. **Water Science ant Technology**, Londres, v.49, p.7-13, 2004.

JIANLONG, W.; NING, Y. Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. **Process Biochemistry**, 2004.

JOÃO PESSOA. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do município de João Pessoa - PMGIRS/JP. 2014. Disponível em:
<<http://www.joaopessoa.pb.gov.br/secretarias/emlur/planomunicipal-de-residuos-solidos/>>. Acesso em: 20. abr. 2019.

VOS, P. D.; GARRITY, G. M.; JONES, D.; KRIEG, N. R.; LUDWIG, W.; RAINEY, F. A.; SCHLEIFER, K. H.; WHITMAN, W. B. Bergey's manual of systematic bacteriology. Vol. Three. The Firmicutes. Second edition, Springer, Estados Unidos, 1422 p., 2009.

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**, London, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KLIMIUK, E.; KULIKOWSKA, D. The influence of hydraulic retention time and sludge age on the kinetics of nitrogen removal from leachate in SBR. **Polish Journal of Environmental Studies**, 2006.

KREUTZ, C. Comportamento de reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente bovino. 116 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHAN, G. Y. S. Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. **Journal of Hazardous Materials**, p. 433-455, 2006.

LEE, A. H.; NIKRAZ, H.; HUNG, Y. T. Influence of waste age on landfill leachate quality. *International Journal of Environmental Science and Development*, v. 1, p. 347-350, 2010.

LEITE, V.D.; OLIVEIRA, A.G. DE; CAMPOS, A.R.C.; SOUSA, J.T. DE; LOPES, W.S.; OLIVEIRA, E.G. DE. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização. *Revista DAE*, 2017.

LETTINGA, G. **Lecture Notes Biological Wastewater Treatment Part I: Anaerobic Wasterwater Treatment**. Wageningen University. 1999.

LIU, J.; ZUO, J.E.; YANG, Y.; ZHU, S.; KUANG, S.; WANG, K. An autotrophic nitrogen removal process: short-cut nitrification combined with ANAMMOX for treating diluted effluent from an UASB reactor fed by landfill leachate. *Journal of Environmental Sciences (China)*, v. 22, n. 5, p. 777-783, 2010.

LUQUE, J.; MENDEZ, A.; RODRIGUEZ, T. Evaluación de un reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodos tratando aguas residuales hospitalarias, Bogotá, Universidad Militar Nueva Granada, 2013.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; DUNLAP, P.V.; CLARK, D.P. *Microbiologia de Brock*. 12. ed., Porto Alegre: Artmed, 2010. 1160 p.

MANDAL, P.; DUBEY, B. K.; GUPTA, A. K. Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. *Waste Management*, v. 69, p. 250-273, 2017.

MONTEIRO, M. M.; BAETTKER, E.C.; AISSE, M. M.; CUBAS, S. A. Avaliação de sistema reator UASB seguido de filtro biológico percolador aplicado na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico. In: **Anais do 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2019.

MORAVIA, W.G.; LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. *Química Nova*, v. 34, n. 8, p. 1370-1377, 2011.

METCALF & EDDY, **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**, 3ª ed., New York: McGraw Hill, 1991.

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

MIAO, L., WANG, J.L., ZHANG, P.Y.. Review on manganese dioxide for catalytic oxidation of airborne formaldehyde. *Appl. Surf. Sci.* 466, p. 441–453, 2019.

MIORIM, M. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB. 87f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo, 2017.

NASCENTES, A. L.; NASCIMENTO, M.M.P.; BRASIL, F.C.; CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico - Aspectos operacionais e microbiológicos. **Revista Eletrônica Teccen**, v. 8, n.1, p. 5-12, 2015.

NAVEEN, B. P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p.1-12, 2017.

NETO, L.G.L.; COSTA, R.H.R. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N.P). **Revista Engenharia sanitária e ambiental**. n. 16, v. 4, p. 411-420. 2011.

NETTO, A. P; ZAIAT M. Treatment of domestic sewage in an anaerobic–aerobic fixed-bed reactor with recirculation of the liquid phase. Biological Processes Laboratory, Center for Research, Development and Innovation in Environmental Engineering, 2012.

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**, v. 8, n. 3, p. 360-371, 2015.

PAIXÃO FILHO, J. L.. Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.

PENG, Y. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. 567-574, 2013.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. **Biotechnology and Bioengineering**, 1986.

POROWSKA, D.. Determination of the origin of dissolved inorganic carbon in groundwater around a reclaimed landfill in Otwock using stable carbon isotopes. **Waste Management**, v.39, p.216-225, 2015.

RAPOSO, F.; BORJA, F.; MARTÍN, M.; RINCON, B. Influence of inoculum-substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 149, p. 70-77, 2009.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RIGOBELLO, E.S.; SCANDELAI, A.P.J.; CORSO, B.L.; TAVARES, C.R.G. Identificação de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário municipal por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas. **Química Nova**, p. 794-800, 2015.

RODIER, J. **Análise de las águas naturais, águas residuais e águas dei mar**. Barcelona, Omega. 489 p., 1981.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. **Water Research**, 32, p. 1371, 2003.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. DA. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Revista Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v.7, n.1, p. 204-217, 2012.

SANTOS, A. F. M. S. Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário. 166p. Tese (Doutorado em tecnologia ambiental e recursos hídricos). Escola de engenharia de Pernambuco. Universidade federal de Pernambuco. Recife, 2009.

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

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.

SILVA, T. F. C. V.; FONSECA, A.; SARAIVA, A.I.; BOAVENTURA, R.A.R.; VILAR, J.P.V. Scale-up and cost analysis of a photo-Fenton system for sanitary landfill leachate treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 283, p. 76-88, 2016.

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

SILVESTRE, G. D.; FILHO, G. D. S. Apresentação e monitoramento das atividades operacionais no aterro sanitário metropolitano de João Pessoa - ASMJP. ABES, 2016.

SRI SHALINI, S. & JOSEPH, K. Nitrogen management in landfill leachate: Application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON-ANAMMOX process. **Waste Management**, 2012.

TELLES, C.A.S. **Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

TONETTI, A. L.; FILHO, B. C.; GUIMARÃES, J. R.; FADINI, P. S.; NICOLAU, C. E. Desnitrificação em um sistema simplificado de tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.18, n.4, p. 381-392, 2013.

TORRES, P.; RODRÍGUEZ 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, 240p., 1994.

VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. v. R. O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações. Campina Grande: epgraf, 472 p., 1999.

VICTORIA, J. A. R. **Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB**. 146 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

VILLAVERDE, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; FDZ-POLANCO, F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilmers. **Water Research**, v. 31, p. 1180, 1997.

VIRDIS, B., READ, S.T., RABAEY, K., ROZENDAL, R.A., YUAN, Z., KELLER, J. Biofilm stratification during simultaneous nitrification and denitrification (SND) at a biocathode. **Bioresource Technology**. v.102, n.1, p.334-41, 2011.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Minas Gerais: 2ª ed., 428 p., 1997.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Volume 1: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 3ª ed., 2005.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Universidade Federal de Minas Gerais, 4ª Ed., Belo Horizonte, 2014.

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

WIMMER, B.; HUBER-HUMER, M.; HRAD, M.; WATZINGER, A.. Stable isotope signatures for characterising the biological stability of landfilled municipal solid waste. **Waste Management**, v.33, n.10, p.2083-2090, 2013.

WU, L.; LI, ZHI; HUANG, S.; SHEN, M.; YAN, Z.; LI, J.; PENG, Y. Low energy treatment of landfill leachate using simultaneous partial nitrification and partial denitrification with anaerobic ammonia oxidation. **Environment International**, 2019.

XIAO, S.; SONG, Y. H.; PENG, J.. Degradation of biologically treated landfill leachate by using electrochemical process combined with UV irradiation. **Separation and Purification Technology**, v.117, p.24-29, 2013.

YE, L.; SHAO, M. F.; ZHANG, T.; TONG, A. H. Y.; LOK, S. Analysis of the bacterial community in a laboratory-scale nitrification reactor and a wastewater treatment plant by 454-pyrosequencing. **Water Research**, v. 45, p. 4390-4398, 2011.

YONG, Z. J.; BASHIR, M. J. K.; NG, C. A.; SETHUPATHI, S.; LIM, J. W. A sequential treatment of intermediate tropical landfill leachate using a sequencing batch reactor (SBR) and coagulation. **Journal of Environmental Management**, v. 205, p. 244-252, 2018.

YUAN, Q.; JIA, H.; POVEDA, M. Study on the effect of landfill leachate on nutrient removal from municipal wastewater. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 43, p. 153-158, 2016.

YUSOF, A. M., KEAT, L. K., IBRAHIM, Z., MAJID, Z. A., NIZAM, N. A. Kinetic and equilibrium studies of the removal of ammonium ions from aqueous solution by rice husk ash-synthesized zeolite Y and powdered and granulated forms of mordenite. **Journal of Hazardous Materials**. 174, p. 380 – 385, 2010

ZHANG, D.; VAHALA, R.; WANG, Y.; SMETS, B. F. Microbes in biological processes for municipal landfill leachate treatment: Community, function and interaction. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 113, p. 88-96, 2016.

ZHANG, F.; PENG, Y.; MIAO, L.; WANG, Z.; WANG, S.; LI, B. A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-effective nitrogen removal from mature landfill leachate. **Chemical Engineering Journal**, v. 313, p. 619-628, 2017.

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**, p. 29-42, 2016.