



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

ELAINE GURJÃO DE OLIVEIRA

**TRATAMENTO CONJUGADO ANAERÓBIO E AERÓBIO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO**

CAMPINA GRANDE – PB

2015

ELAINE GURJÃO DE OLIVEIRA

**TRATAMENTO CONJUGADO ANAERÓBIO E AERÓBIO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO**

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

ORIENTADOR: Prof. VALDERI DUARTE LEITE

CAMPINA GRANDE – PB

2015

É expressamente proibida 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 da dissertação.

O48t Oliveira, Elaine Gurjão de.

Tratamento conjugado anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico [manuscrito] / Elaine Gurjão de Oliveira. - 2015.

62 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2015.

"Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa".

1. Águas Residuárias. 2. Tratamento Conjugado. 3. Reator UASB. I. Título.

21. ed. CDD 628.3

ELAINE GURJÃO DE OLIVEIRA

**TRATAMENTO CONJUGADO ANAERÓBIO E AERÓBIO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO**

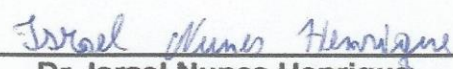
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, em cumprimento aos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Aprovada em 26 de Fevereiro de 2015

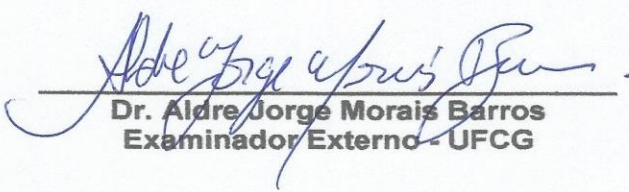
BANCA EXAMINADORA



Dr. Valden Duarte Leite
Orientador UEPB



Dr. Israel Nunes Henrique
Examinador Externo - UFOPA



Dr. Aldre Jorge Moraes Barros
Examinador Externo - UFCG

Campina Grande – PB

2015

À minha família.
Adelson e Eulalia – Meus pais.
Alinne e Gurjão Neto – Irmãos.
Pela educação e incentivo sempre.
Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por estar sempre presente em minha vida, iluminando meus caminhos e me dando forças para seguir sempre em frente.

A minha família por todo o amor, educação, dedicação e incentivo sempre, vocês são a minha base e meu porto seguro.

Ao meu noivo Cleber Ferreira, pela paciência, cuidado e apoio.

Ao professor Valderi Duarte Leite, pela orientação, oportunidade, paciência e ensinamentos.

Aos professores Aldre Jorge Morais Barros e Israel Nunes Henrique por aceitarem participar desta banca de dissertação.

As companheiras de EXTRABES, pela amizade, companheirismo e por estarem sempre dispostas a ajudar: Raquel Lima, Mariah de Sordi, Fernanda Patrício, Edilma Bento, Virginia Albuquerque. Vocês foram essenciais na realização deste trabalho.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela oportunidade de participação e pelo conhecimento adquirido através dos professores.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPQ, pelo apoio financeiro.

A todos que colaboraram direta ou indiretamente para a concretização deste trabalho. Meu muito obrigada!!!!

*“Ao menos que modifiquemos a nossa
maneira de pensar, não seremos capazes de
resolver os problemas causados pela forma
como nos acostumamos a ver o mundo”.*

Albert Einstein

RESUMO

Neste trabalho foi estudado o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro biológico percolador, aplicando-se carga orgânica volumétrica de 2,0 kgDQO/m³.dia e TDH de 18 horas. O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, Brasil. O substrato utilizado para alimentação dos reatores era preparado diariamente e consistia da mistura de esgoto doméstico mais de lixiviado de aterro sanitário em proporções que propiciassem a formação de substrato com concentração média de DQO total de 1500 mg.L⁻¹. O sistema apresentou remoções de DQO total de 57% e DQO filtrada de 44%. Apresentou ainda remoções satisfatórias de N-NH₄⁺, e eficiente processo de nitrificação, produzindo efluente com concentrações médias de 38 mg.L⁻¹ de nitrato. O sistema de tratamento produziu efluente com elevadas concentrações de material carbonáceo, necessitando de um pós-tratamento. Para os parâmetros de pH e N-NH₄⁺ os valores médios do efluente final encontram-se dentro dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 430/2011, para descarte em corpos hídricos.

Palavras-chave: águas residuárias; tratamento conjugado; reator UASB.

ABSTRACT

In this work, the treatment process conjugate landfill leachate more domestic sewage in UASB reactor and percolator biological filter, applying volumetric organic load of 2.0 kgCOD/m³.dia and HRT of 18 hours. The experimental system was installed and monitored the physical premises of Experimental Biological Treatment of Sewage Station (EXTRABES) of the State University of Paraíba, Campina Grande - PB, Brazil. The substrate used to power the reactors was prepared daily and consisted of domestic sewage mixture over landfill leachate in proportions that could provide the substrate formation with total COD average concentration of 1500 mg.L⁻¹. The system had total COD removal of 57% and filtered COD 44%. Still showed satisfactory removal of N-NH₄⁺ and efficient nitrification process, producing effluent with an average concentration of 38 mg.L⁻¹ nitrate. The treatment system effluent produced high concentrations of carbonaceous material requiring a post-treatment. For the parameters of pH and N-NH₄⁺ average values of effluents are within the standards set by CONAMA 430/2011 for disposal in water bodies.

Keywords: Wastewater; combined treatment; UASB reactor.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Planta baixa do sistema experimental.....	34
Figura 2. Valores de pH no sistema de tratamento.....	40
Figura 3. Concentração de alcalinidade total no sistema de tratamento.....	41
Figura 4. Correlação entre pH e concentração de alcalinidade total no reator UASB FBP.....	42
Figura 5. Concentração de ácidos graxos voláteis no sistema de tratamento.....	43
Figura 6. Correlação entre ácidos graxos voláteis e nitrato no FBP.....	43
Figura 7. Concentração de DQO total e DQO filtrada no sistema de tratamento.....	44
Figura 8. Massa total de DQO aplicada ao sistema de tratamento durante o período experimental.....	46
Figura 9. Concentração de DBO ₅ no sistema de tratamento.....	47
Figura 10. Correlação entre concentração de DBO ₅ e nitrato no FBP.....	47
Figura 11. Concentração de nitrogênio amoniacal no sistema de tratamento.....	48
Figura 12. Correlação entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal no reator UASB.....	49
Figura 13. Concentração de sólidos suspensos totais no sistema de tratamento.....	50
Figura 14. Concentração de sólidos suspensos voláteis no sistema de tratamento.....	51
Figura 15. Concentração de fósforo total no sistema de tratamento.....	52
Figura 16. Concentração de ortofosfato no sistema de tratamento.....	53
Figura 17. Concentração de nitrito e nitrato no sistema de tratamento.....	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Experiências de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico.....	28
Tabela 2. Características químicas do lodo anaeróbio de esgoto sanitário utilizado como inóculo do reator UASB.....	34
Tabela 3. Características físicas do sistema experimental.....	35
Tabela 4. Parâmetros operacionais do reator UASB e do FBP no tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário.....	36
Tabela 5. Distribuição temporal dos ciclos aplicados ao filtro biológico percolador..	36
Tabela 6. Parâmetros, procedimentos metodológicos e frequência de amostragem.....	37
Tabela 7. Caracterização química do lixiviado “in natura” de aterro sanitário, do esgoto doméstico e do substrato utilizado na alimentação da unidade de tratamento.....	38
Tabela 8. Equações exponenciais ajustadas com os dados experimentais obtidos durante monitoramento do sistema experimental.....	55

LISTA DE ABREVIACÃO E SIGLAS

ASBR - Anaerobic Sequencing Batch Reactor: reator Anaeróbio de Batelada Sequencial

AT: Alcalinidade Total

AGV: Ácidos Graxos Voláteis

BAS: Biofiltro Aeróbio Submerso

CH₄: Metano

CO₂: Dióxido de Carbono

CO₃²⁻: Carbonato

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT: Carbono Orgânico Total

COV: Carga Orgânica Volumétrica

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto

EXTRABES: Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário

FBP: Filtro Biológico Percolador

H₂: Hidrogênio

HCO₃⁻: Bicarbonato

NBR: Norma Brasileira

NH₃: Amônia

N-NH₄⁺: Nitrogênio Amoniacal

NO₂⁻: Nitrito

NO₃⁻: Nitrato

NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl

OD: Oxigênio Dissolvido

OH⁻: Íon Hidroxila

P: Fósforo

pH: Potencial Hidrogeniônico

PVC: Policloreto de Vinila

SBR - Sequencing Batch Reactor: Reator de Batelada Sequencial

SST: Sólidos Suspensos Totais

SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

ST: Sólidos Totais

SUB: Substrato

SV: Sólidos Voláteis

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica

TRH: Tempo de Retenção Hidráulica

UASB Reactor- upflow anaerobic sludge blanket reactor: reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo.

UEPB: Universidade Estadual da Paraíba

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS	12
 1.0 INTRODUÇÃO	 16
 2.0 OBJETIVOS	 18
2.1 Objetivo Geral	18
2.2 Objetivos Específicos	18
 3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	 19
3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário	19
3.2 Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário	20
3.2.1 Tratamento Físico e Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário	21
3.2.2 Tratamento Biológico de Lixiviado de Aterro Sanitário	22
3.3 Pós – Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: filtros biológicos percoladores	25
3.4 Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico	26
 4.0 MATERIAL E MÉTODOS	 32
4.1 Localização De Realização da Pesquisa	32
4.2 Lixiviado de Aterro Sanitário	32
4.3 Esgoto Doméstico	32
4.4 Substrato	32
4.5 Sistema Experimental	33
 5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO	 38
5.1 Caracterização Química do Lixiviado de Aterro Sanitário, do Esgoto Doméstico e do Substrato	38
5.2 Potencial Hidrogeniônico	39

5.3 Alcalinidade Total.....	41
5.4 Ácidos Graxos Voláteis	42
5.5 Demanda Química de Oxigênio	44
5.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio	46
5.7 Nitrogênio Amoniacal	48
5.8 Sólidos Suspensos Totais	50
5.9 Sólidos Suspensos Voláteis	51
5.10 Fósforo Total e Ortofosfato	52
5.11 Nitrito e Nitrato	53
5.12 Parâmetros Cinéticos.....	54
6.0 CONCLUSÕES	56
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57

1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional e aumento do consumo pela população residente em zonas urbanas, está ocorrendo uma produção exacerbada de resíduos sólidos em todo mundo. Mesmo com avanços tecnológicos, os processos de tratamento e/ou destinação final dos resíduos não têm atendido a demanda de forma eficiente. Frente ao insignificante reaproveitamento e reciclagem da fração potencialmente reciclável presente nos resíduos sólidos urbanos, uma grande quantidade de resíduos está sendo lançada sem tratamento adequado no meio ambiente (SÁ *et al.*, 2012).

No Brasil são coletados diariamente cerca de 260 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos. Deste quantitativo, algo em torno de 35 mil toneladas são destinadas a aterro sanitário, que gera como subprodutos biogás e lixiviado (LEITE *et al.*, 2011).

O lixiviado de aterro sanitário é formado a partir da umidade natural dos resíduos aterrados, das águas infiltradas no aterro, e dos produtos da degradação biológica dos resíduos (MORAVIA *et al.*, 2011). Em geral, apresenta elevada carga orgânica, alta concentração de amônia e pode conter metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos, que propiciam certo grau de toxicidade (BRITO *et al.*, 2012).

As características apresentadas pelo lixiviado de aterro sanitário confere ao mesmo elevado nível de poluição. Seu descarte sem tratamento prévio pode causar sérios problemas ao ambiente, à biota existente na água e no solo, contaminação do lençol freático, diminuição do oxigênio dissolvido e eutrofização dos corpos d'água receptores (PI *et al.*, 2009).

Diversos estudos relacionados ao tratamento de lixiviado foram desenvolvidos. Entretanto, devido à sua complexidade e ao elevado custo para atingir os padrões de descarte, seu tratamento ainda é um problema. Desse modo, faz-se necessário a busca por tecnologias simples e sustentáveis que possibilitem um tratamento viável do ponto de vista econômico e ambiental.

O tratamento conjugado com esgotos domésticos é uma das alternativas apontadas para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário. O processo objetiva a diluição do lixiviado, de forma a possibilitar o seu tratamento biológico,

preferencialmente adotado para tratamento de efluentes, em virtude do seu baixo custo e facilidade de operação.

Para satisfazer as condições de lançamento do lixiviado nos corpos receptores, segundo Renou *et al.* (2008) é necessário o tratamento adequado do mesmo, que pode ser físico, químico e biológico, bem como a combinações de ambos. As tecnologias de tratamento biológico para lixiviados de aterros sanitário são, normalmente, combinadas para garantir maior eficiência de remoção de poluentes e alcançar os limites estabelecidos pela legislação ambiental.

A realização desse trabalho objetiva desenvolver alternativa tecnológica, eficiente para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Para tanto, o presente trabalho avaliou o desempenho de um sistema constituído de um reator UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo) seguido de filtro biológico percolador, para o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário, de forma a atender os padrões de descarte de efluentes em corpos aquáticos, estabelecido pela Resolução 430/2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (Brasil, 2011).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário no sistema constituído de reator UASB seguido de filtro biológico percolador.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o desempenho do reator UASB quanto à remoção de material carbonáceo presente em lixiviado de aterro sanitário.
- Avaliar o desempenho do filtro biológico percolador quanto ao processo de nitrificação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.
- Verificar se o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro biológico percolador, produzirá efluente final que atenda aos padrões de descarte preconizados pelo CONAMA 430/2011.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado de aterro sanitário é o líquido proveniente da umidade natural e água de constituição presentes na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos presentes e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos extraídos da massa de resíduos (YAO, 2013; MORAVIA, et al., 2011; LANGE e AMARAL, 2009).

O lixiviado de aterro sanitário é um efluente muito complexo, de composição variada, dependendo, principalmente, das características dos resíduos depositados, do grau de decomposição dos resíduos, do clima, da idade do aterro, da profundidade das células de aterramento, do tipo de operação do aterro, entre outros fatores (CAMPOS et al., 2013). Em geral, apresenta coloração escura, odor forte e característico, elevada concentração de nitrogênio amoniacal, de matéria orgânica (expressa em função de sólidos suspensos e dissolvidos) e de compostos orgânicos de difícil degradação, como as substâncias húmicas e fúlvicas (FELICI et al., 2013, MAHMUD et al., 2012) podendo conter metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos, que propiciam certo grau de toxicidade (BRITO et al., 2012).

Segundo Moravia (2010), o processo de geração do lixiviado pode ser influenciado por fatores climáticos (precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura), hidrogeológicos (escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado), pelas características da camada de cobertura (umidade, vegetação, declividade), características dos resíduos (composição gravimétrica, compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico, etc.) e pelo método de impermeabilização de fundo do local.

Ahmed e Lan (2012), relataram que o lixiviado, quando novo, apresenta altas concentrações de matéria orgânica biodegradável, favorecendo assim a elevada razão de demanda bioquímica de oxigênio por demanda química de oxigênio (DBO₅/DQO). Esta razão decai com o tempo, resultante dos processos de estabilização da matéria orgânica biodegradável, restando apenas a matéria orgânica de difícil biodegradação.

As características dos lixiviados inviabilizam seu lançamento "*in natura*" em corpos hídricos, devido ao possível impacto negativo que pode ocasionar tanto para

o ecossistema local, quanto para a saúde pública (PEDROSO *et al.*, 2012). Entretanto, a escolha de um processo de tratamento deve considerar às características físicas e químicas dos mesmos, como também, os aspectos legais, os custos operacionais e as tecnologias disponíveis (QUEIROZ *et al.*, 2011).

Frente à complexa composição dos lixiviados, possivelmente, não será viável a aplicação de uma única alternativa de tratamento e neste contexto será necessário o estudo de várias alternativas de tratamento de forma sincronizada, haja vista à necessidade de produção de efluente que atenda a legislação vigente, dentro de uma relação custo/benefício favorável.

3.2 Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário

Diversas alternativas foram desenvolvidas para gerenciar e tratar os lixiviados de aterro sanitário. De acordo com Renou *et al.*, (2008), o tratamento convencional de lixiviado de aterro sanitário pode ser classificado em três grandes grupos: transferência de lixiviados (recirculação e tratamento combinado com esgoto doméstico); biodegradação (processos aeróbios e anaeróbios) e métodos físicos e químicos (oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação e floculação, sedimentação/flotação e remoção de nitrogênio (air stripping).

As tecnologias de tratamento de lixiviado se dividem basicamente em dois tipos: tratamento físico/químico e tratamento biológico. Sistemas que combinam os dois tipos são comumente empregados. Em geral, a opção pelo tratamento biológico é preferida para lixiviados com elevadas concentrações de DBO_5 (RENOU *et al.*, 2008), enquanto os métodos físicos e químicos são indicados para lixiviados com baixa biodegradabilidade (DBO_5/DQO) (MARTTINEN *et al.*, 2003).

Segundo Couto *et al.* (2013), a escolha do processo mais adequado para tratar lixiviado de aterro sanitário requer um estudo minucioso de viabilidade técnica e econômica. Assim como, a adequação dos efluentes ao lançamento em corpos de água, como medida de proteção ambiental.

3.2.1 Tratamento Físico e Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário

Os processos físicos e químicos podem apresentar elevada eficiência de remoção de matéria orgânica no tratamento do lixiviado, mas normalmente, apresentam alto grau de complexidade operacional, elevados custos de implantação e operação e produção elevada de lodo químico, implicando na complexidade de tratamento da fase sólida (SANTOS, 2010).

As principais técnicas de tratamento físico e químico utilizadas envolvem os processos de coagulação/floculação, precipitação química, adsorção, dessorção, filtração, separação por membrana, air stripping e processos de evaporação.

O processo de dessorção de amônia tem sido amplamente aplicado, pois, não gera lodo e é de fácil operação (ZHANG *et al.*, 2012). A dessorção é um processo físico de remoção de amônia da fase gasosa do líquido, principalmente, devido à elevação da superfície total de contato da fase líquida com o meio (atmosférico) circundante, de modo que efeitos de arraste e difusão molecular promovam a sua passagem para este último. Este processo reduz significativamente às concentrações de nitrogênio amoniacal, favorecendo assim, o pós-tratamento biológico. Por outro lado, durante o processo de dessorção de amônia outras substâncias são volatilizadas, resultando no aumento da recalcitrância do efluente.

Leite *et al.* (2011), realizaram o experimento de remoção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em uma série de lagoas de estabilização rasas, sem ajuste de pH e sem dessorção forçada de ar. A remoção média do nitrogênio amoniacal obtida foi de 99,5%, com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 39,5 dias.

Guo *et al.* (2010), aplicaram o processo de remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar no tratamento de lixiviado, utilizando recipientes com volume de 10L, investigando o pH ótimo e o tempo de aeração. O valor do pH investigado variou de 8 a 13 e o tempo de aeração de 10 a 38 horas, utilizando fluxo de ar de 15 L.min⁻¹. Os autores reduziram a concentração de nitrogênio amoniacal de 1169 mg.L⁻¹ para 40 mg.L⁻¹, com eficiência de remoção de 96,6%, em pH 11 e após 18 horas de aeração.

Ziyang *et al.* (2014), aplicaram reação de hidratação na remoção de compostos recalcitrantes de lixiviado após tratamento biológico. Aluminato tricalcio, silicato tricalcio e silicato dicalcio foram utilizados para a remoção dos poluentes.

Verificou-se que a DQO e o nitrogênio amoniacal diminuiu de 485 para valores menores que 250 mg.L⁻¹ e 91 para 10 mg.L⁻¹, com taxa de remoção de mais de 50 e 90%, respectivamente, nos primeiros 6 dias. De acordo com os autores, a reação de hidratação pode ser a opção para a remoção de compostos recalcitrantes presentes no lixiviado.

Mahmud *et al.* (2012), estudaram o sistema de coagulação química no tratamento de lixiviado de aterro. Os autores obtiveram uma remoção máxima de DQO e cor de 34% e 66%, respectivamente, utilizando sulfato de alumínio na concentração ótima de 15000 mg.L⁻¹.

Derco *et al.* (2010), utilizaram o processo de ozonização como pré-tratamento de lixiviado (novo e velho) de aterro sanitário. Os autores obtiveram eficiências de remoção de DQO de 70% do lixiviado proveniente da parte velha do aterro e, 42% do lixiviado proveniente da parte nova do aterro, utilizando 5 g.h⁻¹ de ozônio após 2 horas de reação.

3.2.2 Tratamento Biológico de Lixiviado de Aterro Sanitário

Os processos de tratamentos biológicos têm sido estudados e aplicados na remoção da matéria orgânica, nitrogênio e metais pesados de lixiviados (MASSAROTTO, 2010). A biodegradação é realizada por microrganismos que podem degradar os compostos orgânicos formando dióxido de carbono e lodo, sob condições aeróbias, ou biogás sob condições anaeróbias (RENOU *et al.* 2008).

Segundo Moravia (2010), os tratamentos biológicos são os processos mais utilizados no tratamento de lixiviado com elevada concentração de matéria orgânica.

O tratamento aeróbio consiste na biodegradação da matéria orgânica, na presença de oxigênio, com consequente conversão a CO₂. A maior parte da matéria orgânica é incorporada como biomassa microbiana (cerca de 50 a 60%), vindo à constituir o lodo excedente do sistema. O material que não é convertido em gás carbônico, ou em biomassa, se torna material não degradado (5 a 10%) (CHERNICHARO, 2007).

Dentre os sistemas de tratamento aeróbio, destaca-se a aplicabilidade dos sistemas de lodos ativados e os filtros biológicos.

Telles (2010) avaliou a empregabilidade de um sistema de lodos ativados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. O reator, alimentado com lixiviado bruto, apresentou eficiência de remoção de DQO na faixa de 60-65%.

Os filtros biológicos aeróbios têm sido empregados com sucesso no tratamento de lixiviados, principalmente, no que se refere à remoção de nitrogênio amoniacal. Algumas vantagens quanto a sua empregabilidade podem ser destacadas: pouca exigência de manutenção, baixo custo de instalação e elevada tolerância às variações de carga orgânica e hidráulica (COUTO *et al.*, 2013).

Couto *et al.* (2013), avaliaram a eficiência do processo de infiltração rápida, em escala piloto, no tratamento de lixiviado de aterro sanitário para remoção de matéria orgânica e nutrientes, utilizando leitos filtrantes de areia média e fina, e tijolo cerâmico triturado. A redução média nos reatores com leito de areia média foi de 32% de DQO e 43% de NTK, com leito de areia fina 27% DQO e 47% NTK, e no reator com leito de tijolo cerâmico triturado 70% DQO e 54% NTK. Segundo os autores, a técnica de infiltração rápida como processo primário de tratamento biológico se mostrou eficiente e de fácil operação.

Luzia *et al.* (2005), utilizaram filtros aeróbios para tratar lixiviado proveniente do aterro metropolitano de Gramacho (RJ). Foram utilizadas duas unidades de biofiltros em escala de laboratório utilizando dois tipos de meio filtrante, um convencional (brita) e um alternativo (bambu). Os resultados obtidos mostraram que ambos os filtros apresentaram comportamento semelhante em termos de remoção de DBO (50 e 59%), DQO (10 e 12%) e de nitrogênio amoniacal (36 e 37%).

Campos *et al.* (2003), utilizando biofiltros aeróbios com brita como recheio no tratamento do lixiviado produzido no Aterro Sanitário do Município de Piraí (RJ), obteve remoções de até 90% de DBO, 60% de DQO e 90% de nitrogênio amoniacal.

O tratamento anaeróbio tem demonstrado ser um processo útil para tratar lixiviados. O princípio do tratamento anaeróbio consiste na biodegradação de matéria orgânica complexa, na ausência de oxigênio, a metano, dióxido de carbono (CO₂) e outros gases (ABDELGADIR *et al.*, 2014). O processo de digestão anaeróbia envolve a interação de uma vasta gama de microrganismos: hidrolíticos, acetogênicos, acidogênicos e metanogênicos (SKOUTERIS, *et al.*, 2012).

A primeira etapa do processo de digestão anaeróbia, a hidrólise, é limitadora da velocidade de todo o processo. Durante a hidrólise, estruturas macromoleculares

complexas como proteínas, carboidratos e lipídeos são convertidas em substâncias orgânicas simples, como açúcares e aminoácidos (HOUTMEYERS *et al.*, 2014).

Na segunda etapa do processo, a acidogênese, os produtos solúveis da hidrólise são convertidos em dióxido de carbono (CO_2), hidrogênio (H_2), amônia (NH_3) e ácidos voláteis (ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico e etanol) (ABDELGADIR *et al.*, 2014). Após a acidogênese, as bactérias acetogênicas oxidam os ácidos orgânicos resultantes da segunda etapa, em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 2007).

A quarta e última etapa é denominada de metanogênica. Neste estágio, as arqueas metanogênicas utilizam ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono para a produção de metano (ABDELGADIR *et al.*, 2014).

O tratamento de águas residuárias por digestão anaeróbia possui algumas vantagens dentre as quais destacam-se a baixa produção de lodo, reduzindo os custos de tratamento, estabilização e disposição final; baixa demanda energética, uma vez que não requer equipamentos de aeração para o suprimento de oxigênio; como também a produção de metano, gás combustível de elevado teor calorífico (XIE *et al.*, 2014).

Apesar das vantagens, o tratamento anaeróbio apresenta algumas lacunas: remoção insatisfatória de nitrogênio, fósforo e patógenos, sendo necessário um sistema de pós-tratamento; a partida do processo pode ser lenta, na ausência do lodo de semeadura adaptado; dependendo do resíduo a ser tratado, este pode conter substâncias inibidoras as bactérias anaeróbias, podendo comprometer a eficiência do processo (CHERNICHARO, 2007).

Dentre os sistemas anaeróbios de tratamento de águas residuárias, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) estão sendo empregados com sucesso no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Possibilita remoção de DQO 65-76% e remoção de DBO_5 acima de 90% (KWARCIAK e BOHDZIEWICZ, 2008), necessitando de um pós-tratamento para polimento do seu efluente e seu enquadramento aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental (CHERNICHARO, 2007).

Ye *et al.* (2011), analisaram a viabilidade de tratar lixiviado fresco em reator UASB, com ajuste de pH e carga 12,5 kg DQO/ m^3 .d. O sistema mostrou-se viável, apresentando uma eficiência de remoção de DQO de 82,4%.

Estudos retratam ainda a combinação de processos aeróbios e anaeróbios em sistemas de tratamento. Zhu *et al.* (2013), introduziram um sistema de remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro usando um processo anaeróbio – aeróbio. O sistema constituído de reator anaeróbio de batelada sequencial (ASBR) e reator batelada sequencial (SBR) visou melhorar a remoção de DQO e nitrogênio presentes no lixiviado. O ASBR foi usado, principalmente, para degradar os materiais orgânicos do lixiviado bruto, atingindo durante o período de operação (157 dias) remoção de DQO de 83 - 88%. O SBR apresentou remoção de nitrogênio de 90%, obtendo efluente cuja concentração foi de 40 mg.L⁻¹. Consequentemente, o sistema (ASBR + SBR) atingiu eficiência de remoção de DQO e nitrogênio total de 89,61 – 96,73% e 97,03 – 98,87% respectivamente.

Kheradmand *et al.* (2010), aplicaram tratamento biológico em lixiviado proveniente de aterro sanitário. O lixiviado bruto foi diluído com água obtendo concentrações de matéria orgânica desejáveis. O sistema, constituído por reator UASB seguido de um sistema de lodos ativados, operou, inicialmente, com carga orgânica de 0,07 g DQO.L⁻¹.h⁻¹ durante 43 dias. A carga orgânica de alimentação aumentou para 0,48, 1,3, 2,25 e 3,37 g DQO.L⁻¹.h⁻¹. O sistema, que operou durante 230 dias, obteve eficiência de remoção de DQO entre 83-94%. A máxima remoção (94%) foi alcançada com a carga orgânica de 2,25 g DQO.L⁻¹.h⁻¹.

Martins *et al.* (2013), avaliaram em escala piloto, o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em um sistema constituído de três lagoas (anaeróbia, facultativa e maturação) e um filtro de pedra. O sistema experimental em série foi monitorado durante 111 semanas e três condições operacionais diferentes foram investigadas: operação convencional (fase 1), aeração (fase 2) e aeração/recirculação (fase 3). O sistema mostrou-se capaz de tratar lixiviado, apresentando remoções de DQO solúvel variando entre 35–82% e remoção de amônia de 75-99%. As maiores remoções ocorreram na fase de recirculação (fase 3).

3.3 Pós - Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: filtro biológico percolador

Sistema de tratamento anaeróbio caracteriza-se por apresentar elevada eficiência de remoção de material orgânico, porém, ineficientes remoções de

nitrogênio, fósforo e patógenos, necessitando de um pós-tratamento. Desse modo, o uso concomitante de processo anaeróbio e aeróbio é bastante interessante, possibilitando a diminuição simultânea de material orgânico e nitrogenado (RENOU *et al.*, 2008).

Diante das possibilidades de combinação sequencial dos sistemas anaeróbios e aeróbios, a associação de reatores UASB e filtros biológicos percoladores (FBP) torna-se uma alternativa atraente, uma vez que os FBP possuem vantagens relevantes em relação a outros sistemas aeróbios. Podem ser destacadas a baixa demanda energética e a menor complexidade em termos de equipamentos, resultando em maior simplicidade operacional. Ademais, tal concepção tecnológica apresenta notável robustez a choques de carga e toxicidade por parte da biomassa, sendo essa uma típica característica dos sistemas com biofilmes (ALMEIDA *et al.*, 2011).

Ainda que os processos biológicos sejam amplamente empregados para o tratamento de lixiviados, segundo Lange *et al.* (2006) algumas dificuldades são observadas, principalmente, na possível inibição do crescimento microbiano em função dos metais pesados e elevadas concentrações de amônia nesses efluentes.

3.4 Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico

O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário em estações de tratamento de esgoto doméstico (ETE) tem sido utilizado em vários países (MANNARINO *et al.* 2013). Essa estratégia visa diminuir as dificuldades derivadas das variações de concentração e constituição dos lixiviados de aterro sanitário, e a dificuldade em se atingir parâmetros de lançamentos nos corpos hídricos (MANNARINO *et al.*, 2011; NECZAJ, *et al.*, 2008).

O processo de tratamento conjugado objetiva a diluição do lixiviado em esgoto doméstico para minimizar o potencial poluidor do lixiviado de aterro sanitário. De acordo com Mahmoud *et al.* (2009), este é o método mais utilizado para redução da concentração dos poluentes de lixiviado de aterro sanitário, sendo muitas vezes preferido em função de sua fácil manutenção e dos baixos custos operacionais (RENOU *et al.*, 2008). Porém, deve-se estabelecer a proporção de lixiviado de aterro sanitário a ser adicionado, devido à presença de metais pesados e compostos

orgânicos inibitórios, de baixa biodegradabilidade, que podem reduzir a eficiência de tratamento e aumentar as concentrações desses componentes nos efluentes das estações de tratamento (RENOU *et al.*, 2008).

Em relação à taxa de diluição, não existe um limite fixo para o percentual de lixiviado a ser utilizado, em virtude da heterogeneidade na constituição dos mesmos. Alguns autores consideram que relações de até 2% de lixiviado em relação ao esgoto sanitário, evitam o comprometimento da qualidade do efluente final (FERRAZ *et al.*, 2014; SILVA 2014), enquanto outros, assim como Turetta (2011) afirmam que proporções de 10 a 20% de lixiviado passam a ser prejudiciais ao tratamento biológico, em decorrência da alta concentração de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado, acarretando diminuição da concentração de biomassa e perda da diversidade microbiana.

O tratamento conjugado de lixiviados de aterro sanitário e esgoto doméstico é uma alternativa interessante para o tratamento dos mesmos. As elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo nos esgotos sanitários, proporcionam os nutrientes necessários ao tratamento biológico (RENOU *et al.*, 2008) de forma que esses nutrientes não precisem ser adicionados durante o tratamento (MANNARINO *et al.*, 2011).

Apesar das vantagens agregadas ao tratamento conjugado, alguns requisitos devem ser considerados para a realização do mesmo: a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE; a capacidade da estação em assimilar esse efluente; a compatibilidade do processo com as características desse material e a possibilidade do manejo do provável aumento da produção de lodo (MANNARINO *et al.*, 2011).

Observa-se na literatura pesquisas usando biorreator anaeróbio-anóxico-aeróbio (Yu *et al.*, 2010), lodos ativados (Turetta, 2011; Franco, 2009), lagoas de estabilização (Santos, 2010), biofiltro aeróbio submerso (Ferraz *et al.*, 2014), reator de batelada sequencial (Abood *et al.*, 2014; Guo *et al.*, 2010), reator UASB (Silva, 2014; Ramos, 2009) visando o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Experiências de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico.

Referências	Local	Tratamento	Diluição (%)	Desempenho
Yu <i>et al.</i> (2010)	China	Biorreator Anaeróbio – Anóxico - Aeróbio	1:250; 1:350; 1:500 e 1:700	Remoção N-NH ₄ ⁺ = 96,5% NTK= 61% DQO= 81,7% (1:500)
Turetta (2011)	São Carlos/SP	Lodos Ativados	2,5; 10 e 20	Remoção DQO= 57% Remoção N-NH ₄ ⁺ = 100%
Franco (2009)	Rio de Janeiro	Lodos Ativados	0,5 a 2,5%	Remoção DQO=73% N-NH ₄ ⁺ =80-97%
Santos (2010)	Rio de Janeiro	L. F + L.M	0,2 a 2	Remoção DBO = 70% (0,2% diluição)
Ferraz <i>et al.</i> (2014)	São Carlos/SP	BAS	2,0; 5,0	Remoção DBO=98% DQO=80%
Abood <i>et al.</i> (2014)	China	RBS	1:1; 1:2; 1:3 e 1:4	DQO=84,8% DBO5=88,4% N-NH ₄ ⁺ =65%
Guo <i>et al.</i> (2010)	Rio de Janeiro	RBS	1:3	Remoção DQO=83%
Silva (2014)	Paraíba	UASB + FAP	1,0	Remoção DBO ₅ =76% DQO=89% N-NH ₄ ⁺ =61%
Ramos (2009)	Paraíba	UASB	3,0 e 10	Remoção DQO=59,4% (3% diluição) DQO=44% (10% diluição)

Yu *et al.* (2010) avaliaram a eficiência do tratamento, em escala piloto, de esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário em biorreator anaeróbio-anóxico-aeróbio (A_2/O) na Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Datansha, em Guangzhou, sul da China. As misturas de lixiviado e esgoto doméstico foram analisadas nas seguintes proporções: 1:250, 1:350, 1:500 e 1:700, respectivamente. Os resultados mostraram que a proporção ideal da mistura de lixiviado e esgoto doméstico no processo A_2/O foi de 1:500. As eficiências médias de remoção de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e DQO obtidas foram de 96,5%, 61,0% e 81,7%, respectivamente, com tempo de detenção hidráulica de 11 horas. Com os resultados da formulação ótima obtida em escala piloto, realizou-se uma investigação em grande escala (220 m³/dia) na Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Datansha. O sistema alcançou altas eficiências de remoção de nitrogênio, fósforo e compostos orgânicos. As eficiências de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e fósforo total foram de 82,65%, 92,69%, 57,10% e 76,55% respectivamente.

Estudo desenvolvido por Turetta (2011) avaliou a aplicabilidade do processo de lodos ativados, em escala piloto, no tratamento de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico efluente de reator anaeróbio. Foram realizados ensaios de tratabilidade utilizando as proporções de 0%, 2,5%, 10% e 20% de lixiviado em relação ao esgoto pós UASB. Os resultados mostraram que as proporções de 10% e 20% de lixiviado foram prejudiciais ao sistema provocando efeito tóxico. Os melhores resultados em termos de eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal foram obtidos no reator alimentado com a proporção de 2,5% de lixiviado, alcançando eficiência de remoção de DQO, COT e nitrogênio amoniacal total de 57%, 77% e 100%, respectivamente.

Experimento semelhante foi realizado por Franco (2009). Uma planta piloto de lodos ativados, instalada na ETE de Icaraí/Niterói (RJ) avaliou o tratamento combinado de lixiviados de aterro sanitário e esgoto doméstico. O estudo foi desenvolvido com percentuais de lixiviado nas proporções de 0,5 a 2,5% em relação ao esgoto (volume/volume). Em termos de carga de DQO, os percentuais foram de 1,9 a 8,7% de carga equivalente ao lixiviado adicionado. Os resultados indicaram redução média de DQO de 73% ao longo de todo o monitoramento, sendo alcançadas remoções acima de 90%. A concentração média de DQO no efluente

variou de 43 a 134mg.L⁻¹. Quanto às remoções médias de nitrogênio amoniacal foram alcançados valores de 80 a 97%.

Santos (2010), avaliou o tratamento combinado de lixiviado do aterro sanitário de Gramacho (RJ) com esgotos domésticos em lagoas de estabilização, com percentuais variando entre 0,2% e 2% (v/v). O sistema apresentou eficiência média de remoção de DBO de 71% e concentração média efluente menor que 42 mg.L⁻¹. Segundo a autora, o tratamento combinado do lixiviado se apresenta factível e pode ser indicado para municípios de até 30.000 habitantes.

Ferraz *et al.* (2014), utilizaram um sistema de biofiltro aeróbio submerso (BAS) para avaliar o tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado pré tratado por air stripping. As razões volumétricas de lixiviado testadas foram de 0,2 e 5%. Segundo os autores, o tratamento conjugado foi realizado com sucesso em BAS em escala piloto com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 24 horas. O BAS mostrou um desempenho ótimo quando a relação volumétrica do lixiviado foi de 2%, removendo 98% da DBO, 80% de DQO e de carbono orgânico dissolvido e 90% dos SST.

Abood *et al.* (2014), analisaram a tratabilidade de lixiviado sanitário proveniente do aterro de Chang Shankou na China, mais esgoto doméstico em reator de batelada sequencial, operado sob condições anóxica – aeróbia – anóxica. O reator foi alimentado com uma mistura de esgoto doméstico e lixiviado efluente de processo de coagulação em diferentes proporções 1:1, 1:2, 1:3 e 1:4. Foram obtidas remoções de até 84,8% de DQO, 88,4% de DBO₅ e 65% de N-NH₄⁺.

Guo *et al.* (2010), empregaram um reator de batelada sequencial no estudo de processos combinados para tratar lixiviado. Os autores utilizaram lixiviado pós processo Fenton misturado com esgoto doméstico na razão 1:3, devido a sua baixa degradabilidade. O processo biológico alcançou eficiência de remoção de DQO de 83%, com tempo de detenção hidráulica de 5 dias.

Um sistema composto por reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador foi investigado por Silva (2014), para tratar lixiviado de aterro sanitário conjugado com esgoto doméstico, na proporção de 1%, visando à remoção de material orgânico e nitrogenado em lixiviado. O sistema mostrou-se uma alternativa eficiente e viável para o tratamento de lixiviado, obtendo eficiências de remoções de DBO₅ de 76%, DQO total de 89%, DQO solúvel de 73% e Nitrogênio Amoniacal 61%.

Ramos (2009), estudou o desempenho de reator UASB no processo de tratamento de lixiviado de aterro sanitário pós-dessorção de amônia, combinado com esgotos domésticos em diferentes proporções: 10% de lixiviado (fase 1) e 3% de lixiviado (fase 2). O tratamento conjugado de lixiviado proveniente de aterro sanitário com carga de amônia previamente removida diluído em esgotos domésticos em reator UASB é uma alternativa tecnologicamente viável. As maiores eficiências de remoção foram obtidas durante a segunda etapa de operação para os parâmetros de DQO, STV, SST e SSV, com remoções de 44,0%, 48,5%, 85,4% e 79,9%, respectivamente, na primeira etapa e 59,4%, 53,6%, 92,7% e 89,8% na segunda etapa. De acordo com a autora, o reator UASB tratando mistura combinada de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico apresenta efluente com características satisfatórias para pós-tratamento em lagoas de estabilização nas duas etapas de monitoramento.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de realização da pesquisa

O trabalho foi realizado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba, localizada no Bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, PB, Brasil, (com coordenadas geográficas de 7° 13'11" S, 35° 52' 31" O e altitude de aproximadamente 550m).

4.2 Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado utilizado para realização dos experimentos foi coletado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa (PB). O aterro sanitário está localizado no engenho Mussuré, no distrito industrial, a 5 km da BR-101 e faz parte de um consórcio de desenvolvimento intermunicipal constituído pelas cidades de Bayeux, Santa Rita, Cabedelo, Lucena, Conde, João Pessoa, Cruz do Espírito Santo e Santa Rita. Após coleta no aterro, o lixiviado foi transportado, em caminhão tanque, até as dependências da EXTRABES, devidamente armazenado em reservatórios de polietileno, caracterizado, sendo em seguida utilizado para preparação do substrato para alimentação do sistema de tratamento.

4.3 Esgoto Doméstico

O esgoto doméstico utilizado para a preparação do substrato foi proveniente do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, PB, tomada em um de seus interceptores (interceptor Leste) que fica situado geograficamente no sentido longitudinal das dependências da EXTRABES.

4.4 Substrato

O substrato utilizado na alimentação da unidade de tratamento consistiu na mistura de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário pós-dessorção natural de

nitrogênio amoniacal, sendo preparado diariamente o volume de substrato necessário para a alimentação contínua dos reatores.

A mistura líquida esgoto doméstico/lixiviado era feita para que se obtivesse uma concentração média de DQO de 1500 mg.L⁻¹. Essa concentração foi determinada com base nos resultados obtidos durante o período de adaptação do reator ao lixiviado, onde houve aumento gradativo da porcentagem de lixiviado utilizada na preparação do substrato (0%, 5% 10% e 20%). Quando se aplicou 20% de lixiviado, o substrato apresentou concentrações de nitrogênio amoniacal superior a 100 mg.L⁻¹. Desse modo, determinou-se a concentração de 1500 mg.L⁻¹, o que corresponde a aproximadamente 10% de lixiviado, sem o comprometimento da biomassa. Tal concentração era determinada a partir da Equação 1.

$$DQO_M = \frac{C_1 \times V_1 + C_2 \times V_2}{C_t \times V_t} \quad (1)$$

Sendo:

C₁: concentração da DQO do esgoto bruto

V₁: volume esgoto bruto

C₂: concentração da DQO do lixiviado pós-dessorção de amônia

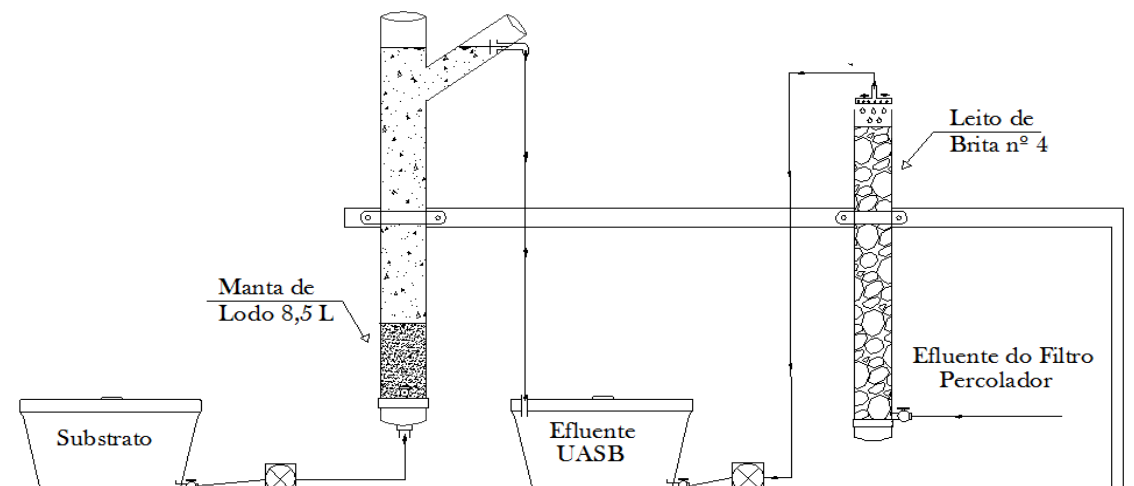
V₂: volume lixiviado pós dessorção de amônia

C_t: concentração da DQO do substrato (1500 mg.L⁻¹)

V_t: volume total

4.5 Sistema Experimental

O sistema experimental, em escala piloto, foi constituído de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) seguido de filtro biológico percolador (FBP), instalados em série. A Figura 1 apresenta a planta baixa do sistema de tratamento.

Figura 1. Planta baixa do sistema experimental.

O reator UASB, com volume total de 42 L foi construído com tubo de PVC de 2,37 m de altura e seção transversal circular de 150 mm. Para a partida do sistema, o reator UASB foi inoculado com lodo proveniente de um reator UASB tratando esgoto doméstico. O volume de lodo adicionado ao reator foi de 8,5 L, preenchendo aproximadamente 20% do volume total do reator. As características do lodo anaeróbio utilizado como inóculo encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Características químicas do lodo anaeróbio utilizado como inóculo do reator UASB.

PARÂMETROS	LODO ANAERÓBIO
pH	8,0
AT (g.L ⁻¹)	6,98
AGV (g.L ⁻¹)	2,98
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	63,1
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	28,92
COT (g.L ⁻¹)	16,07
DQO (g.L ⁻¹)	48,85
NTK (g.L ⁻¹)	0,68
Nitrogênio Amoniacal (g.L ⁻¹)	0,14
Fósforo Total (g.L ⁻¹)	0,56

C/N	23,63
C/P	28,70

O FBP, com volume total de 35 L foi construído em tubo de PVC de seção transversal circular de 150 mm. Possuía uma altura útil de 1,80 m, que abriga o meio suporte (brita nº 04, com coeficiente de espaço vazio igual a 0,47). As características físicas dos reatores encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3. Características físicas do sistema experimental.

Reator	Altura (m)	Diâmetro (mm)	Volume (L)
UASB	2,37	150	42
Filtro biológico percolador	2,0	150	35

Para iniciar o monitoramento do experimento foi adotada a carga orgânica volumétrica (COV), aplicada ao reator UASB, de 2 kgDQO/m³.dia. Depois de estabelecida determinou-se, por meio da concentração de DQO, a vazão inicial do sistema.

A operação do sistema iniciava com a preparação do substrato para alimentação continua do reator UASB. A preparação da mistura se realizava no tanque de alimentação, o qual consistia num recipiente de polietileno com volume de 120 L. Após a preparação, uma bomba dosadora tipo peristáltica aduzia o substrato para entrada do reator sendo a vazão controlada por um dispositivo de controle do fluxo, com ajuste manual.

O fluxo ascendente ao reator UASB exercia uma pressão sobre as camadas posteriores, forçando o transbordamento do sobrenadante numa quantidade igual ao volume de mistura introduzido. O efluente então descia por gravidade para um reservatório de armazenamento, sendo posteriormente bombeado para o FBP.

O sistema de distribuição do afluente do FBP, situado na extremidade superior do mesmo, foi confeccionado com uma placa de aço de diâmetro igual ao tubo de PVC perfurada com orifícios distribuídos proporcionalmente na área da placa, promovendo a distribuição uniforme do líquido sobre o meio suporte. O

afluente foi distribuído sobre a placa com o auxílio de dois tubos de PVC, com 20 mm de diâmetro, perfurados e dispostos em forma de cruz.

O filtro aeróbio era alimentado de forma intermitente de modo que as bateladas eram programadas com um temporizador digital.

Na Tabela 4 são apresentados os parâmetros operacionais aplicados ao reator UASB e o FBP.

Tabela 4. Parâmetros operacionais do reator UASB e do FBP no tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário.

PARÂMETROS	REATOR UASB	FBP
Vazão afluente (L.dia ⁻¹)	56	50
Carga orgânica volumétrica (kgDQO/m ³ .dia)	2,0	0,6
Carga hidráulica volumétrica (m ³ /m ³ .dia)	1,33	3,0
Taxa de aplicação superficial (m ³ /m ² .dia)	-	2,84
Tempo de detenção hidráulica (horas)	18	-

No FBP foi aplicado o regime hidráulico de fluxo intermitente, com três ciclos operacionais ao dia. O tempo de alimentação, descarga e repouso aplicados em cada batelada do filtro biológico percolador são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Distribuição temporal dos ciclos aplicados ao filtro biológico percolador.

Alimentação do Filtro Biológico Percolador			
Horário da batelada	Tempo de alimentação (horas)	Tempo de descarga (horas)	Tempo de repouso do filtro (horas)
08:00	0,33	0,33	7,33
16:00	0,33	0,33	7,33
00:00	0,33	0,33	7,33

O desempenho do sistema foi monitorado por três pontos de amostragem: afluente do reator UASB, efluente do reator UASB e o efluente do filtro aeróbio percolador. As amostras foram coletadas semanalmente, às 08:00 horas. As análises foram realizadas em consonância com os métodos preconizados por APHA (2012), conforme Tabela 6.

Tabela 6. Parâmetros, procedimentos metodológicos e referências.

PARÂMETROS	MÉTODOS	REFERÊNCIAS
pH	Eletrométrico	APHA 4500 H ⁺ B
Alcalinidade Total	Potenciométrico	APHA 2320 B
AGV	Potenciométrico	APHA 2310 B
Nitrogênio Amoniacal	Titrimétrico	APHA 4500-NH ₃ B/C
Nitrito	Colorimétrico	APHA 4500 NO ₂ ⁻ B
Nitrato	Colorimétrico	Yang et al. (1998)
DQO total	Titrimétrico	APHA 5220 C
DQO filtrada	Titrimétrico	APHA 5220 C
DBO ₅	Titulométrico	APHA 5210 B
ST e frações	Gravimétrico	APHA 2540 B/C/D/E
Fósforo Total	Colorimétrico	APHA 4500-P E
Ortofosfato	Colorimétrico	APHA 4500-P G

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados, inicialmente, os dados da caracterização química do esgoto sanitário e do lixiviado de aterro sanitário “in natura”. Em seguida, apresentam-se as discussões dos resultados do processo de monitoração do sistema experimental.

5.1 Caracterização química do lixiviado de aterro sanitário, do esgoto doméstico e do substrato.

Na Tabela 7 são apresentados os dados de caracterização do lixiviado “in natura” de aterro sanitário, do esgoto sanitário e do substrato (mistura de esgoto/lixiviado com concentração de DQO total de 1500 mg.L⁻¹) utilizado para alimentação da unidade de tratamento.

Tabela 7. Caracterização química do lixiviado “in natura” de aterro sanitário, do esgoto doméstico e do substrato utilizado na alimentação da unidade de tratamento.

PARÂMETROS	LIXIVIADO “IN NATURA” (n=28)	ESGOTO SANITÁRIO (n=28)	SUBSTRATO (n=28)
pH	7,74	7,45	8,05
AT (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	11077,85	353,16	886,94
AGV (mg H _{Ac} .L ⁻¹)	3608,20	89,47	295,29
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	20194	976	3128,33
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	962	178	273,66
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	496	168	198,63
DQO total (mgO ₂ .L ⁻¹)	17896,27	536,14	1501,71
DQO filtrada (mgO ₂ .L ⁻¹)	10756	179,83	966,94
DBO ₅ (mgO ₂ .L ⁻¹)	6065	278,23	888,74
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	2342,41	50,43	60,10
Fósforo (mg.L ⁻¹)	11,2	6,10	7,17
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	6,6	3,56	5,34

O esgoto sanitário da cidade de Campina Grande – PB, apresentou valores médios de sólidos totais de 976 mg.L^{-1} , nitrogênio amoniacal de $50,43 \text{ mg.L}^{-1}$, e DQO de $536,14 \text{ mg.L}^{-1}$.

O lixiviado do aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa – PB apresentou elevados valores de DQO e DBO_5 iguais a 17896,27 e 6065 mg.L^{-1} . A baixa razão DBO_5/DQO de 0,34 caracteriza o lixiviado como sendo de aterro velho, com adiantada fase de biodegradação. A elevada concentração de nitrogênio amoniacal ($2342,41 \text{ mg.L}^{-1}$), além de reforçar a característica de aterro velho, traz indicativo da toxicidade deste lixiviado ao tratamento biológico, necessitando de um pré-tratamento, como a dessorção de nitrogênio amoniacal ao qual o lixiviado foi submetido.

O lixiviado apresentou ainda elevados teores de sólidos totais (20194 mg.L^{-1}), de alcalinidade ($11077,85 \text{ mg.L}^{-1}$) e pH (7,74). Tais valores são indicativos de recalcitrância, característicos de lixiviados já estabilizados.

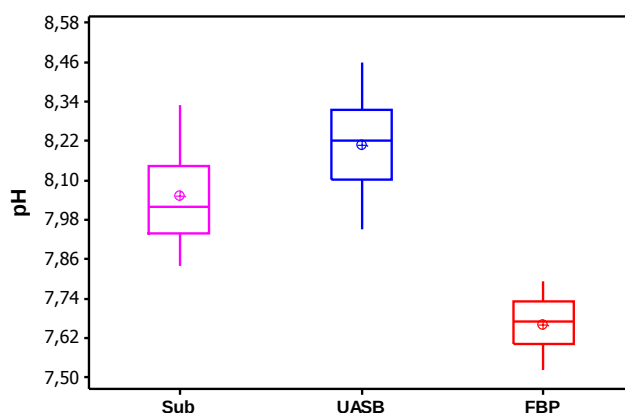
A adição de lixiviado de aterro sanitário pós - dessorção de nitrogênio amoniacal, ao esgoto sanitário, elevou a concentração de todos os parâmetros analisados. O substrato apresentou pH 8,05, valor superior ao do lixiviado. Esse aumento é decorrente do processo de dessorção o qual o lixiviado foi submetido. A mistura lixiviado mais esgoto proporcionou um aumento na biodegradabilidade, produzindo substrato com relação DBO_5/DQO , de 0,59.

5.2 POTENCIAL HIDROGÊNIONICO (pH)

O pH expressa a intensidade da condição ácida ou básica de qualquer substância sendo um parâmetro determinante em diversos sistemas de tratamento de águas residuárias. Na Figura 2 apresenta-se os valores do potencial hidrogeniônico do substrato afluente e dos efluentes do reator UASB e do filtro biológico percolador (FBP) durante o período experimental.

O pH é um dos parâmetros mais importante que influencia a digestão anaeróbia. Segundo Chernicharo (2007), o pH ótimo para que ocorra a digestão anaeróbia, com eficaz desenvolvimento das arqueas metanogênicas é de 6,6 a 7,4, embora se possa conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa de 6,0 a 8,0. Valor de pH acima de 8,5 é considerado desfavorável para microrganismos metanogênicos, e valores de pH inferiores a 5 são considerados inibidores

Figura 2. Valores de pH no sistema de tratamento.



Analizando o comportamento do potencial hidrogeniônico do substrato, pode-se constatar que o pH variou de um mínimo 7,84 a 8,33, apresentando valor médio correspondente a 8,05. Essa variação no pH do substrato e o alto valor encontrado, está relacionado ao processo de dessorção de nitrogênio amoniacal ao qual o lixiviado foi submetido.

Durante a digestão anaeróbia, pode-se observar aumento de pH, atingindo valor médio correspondente a 8,21. Este aumento de pH é justificado pela atividade das metanogênicas, que produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono (CO_2), amônia e bicarbonato. O pH do sistema é controlado pela concentração de CO_2 na forma gasosa e a alcalinidade a bicarbonato da fase líquida. Se a concentração de CO_2 permanecer constante, a adição de alcalinidade a bicarbonato resultará no aumento do pH.

Nos reatores aeróbios, o pH tem influência direta na atividade das bactérias nitrificantes. O processo de nitrificação ocorre no intervalo de pH de 7,5 a 8,6 (METCALF e EDDY, 2003) e valores fora desse intervalo podem inibir o processo. No FBP houve decréscimo nos valores de pH, haja vista o processo de nitrificação, apresentando valor médio de 7,7, indicando condições favoráveis.

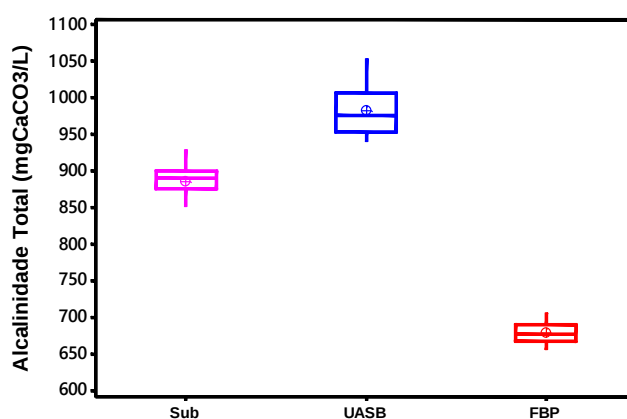
O pH do efluente final atendeu aos padrões de lançamento em corpos receptores que pode está situado na faixa de 5,0 a 9,0 de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011.

5.3 ALCALINIDADE TOTAL

A alcalinidade total é constituída por espécies químicas que poderão contribuir para o tamponamento dos processos biológicos de tratamento de resíduos, evitando variações bruscas do pH. Geralmente as espécies químicas mais presente nas águas residuárias que fornecem alcalinidade são os íons bicarbonato (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidroxila (OH^-).

Na Figura 3 são apresentados os dados do comportamento da alcalinidade total do substrato afluente e dos efluentes dos sistemas anaeróbio (reator UASB) e aeróbio (FBP) durante o período experimental.

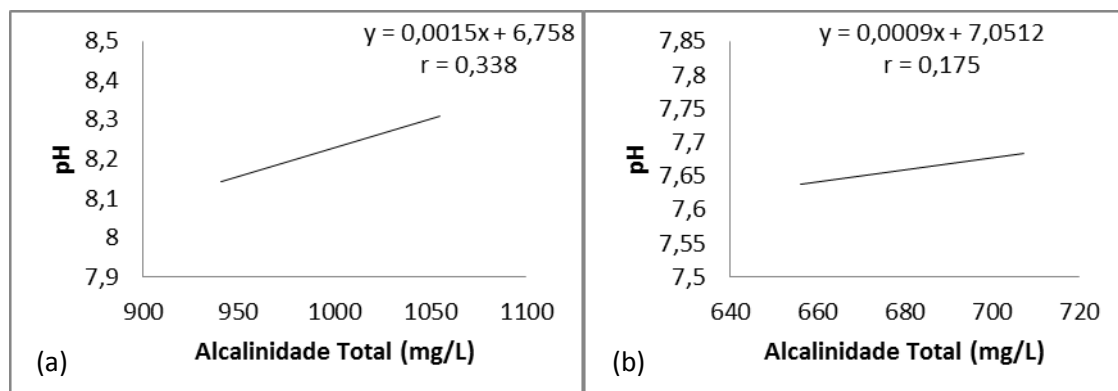
Figura 3. Concentração de alcalinidade total no sistema de tratamento.



Os dados apresentados na Figura 3 indicam que houve aumento de alcalinidade total no processo anaeróbio. A concentração média da alcalinidade total no substrato era de $886,94 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, havendo acréscimo no reator UASB, alcançando concentração de $984,16 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Esse acréscimo está relacionado às reações de amonificação e remoção de ácidos graxos voláteis (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Na Figura 4 representa-se, a correlação estabelecida entre pH e AT. Observa-se que não houve correlação significativa entre as variáveis. A alcalinidade total no reator UASB passou de $886,94 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para $984,16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, propiciando um acréscimo de 0,16 unidades de pH. Em termos quantitativo, para cada mg de alcalinidade total gerada, houve um aumento $1,65 \times 10^{-3}$ unidade de pH, algo não muito representativo.

Figura 4. Correlação entre pH e concentração de alcalinidade total no reator UASB (a) e FBP (b).

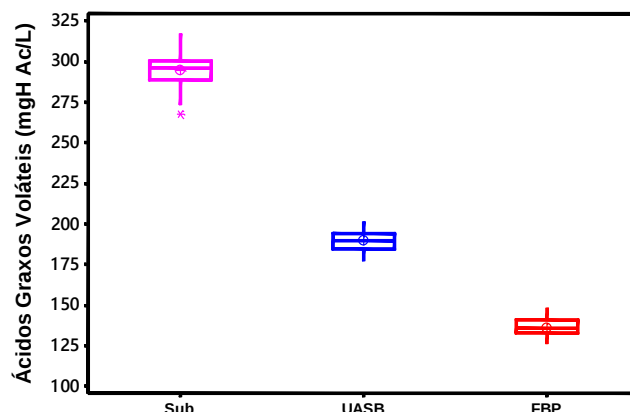


O consumo médio de alcalinidade total no FBP foi de $304,72 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, apresentando efluente com concentração média de $679,44 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. A velocidade média de consumo de alcalinidade total foi de $3 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$. Essa redução de alcalinidade total no FBP ocorreu devido ao consumo para a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito, em decorrência da adição de íons H^+ que são liberados durante o processo de nitrificação. De acordo com os dados experimentais, para cada $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de amônia oxidada, o pH decresceu 0,18 unidades de pH. De acordo com Metcalf e Eddy (2003), para cada $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de amônia oxidada, é necessário $7,14 \text{ mg L}^{-1}$ de alcalinidade total (como CaCO_3). Os dados experimentais expressam que para cada $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de amônia oxidada foram consumidas $8,0 \text{ mg L}^{-1}$ de alcalinidade total.

5.4 ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS

Na Figura 5 são apresentados os dados do comportamento dos ácidos graxos voláteis (AGV) do substrato afluente e dos efluentes dos sistemas anaeróbio (reator UASB) e aeróbio (FBP) durante o período experimental.

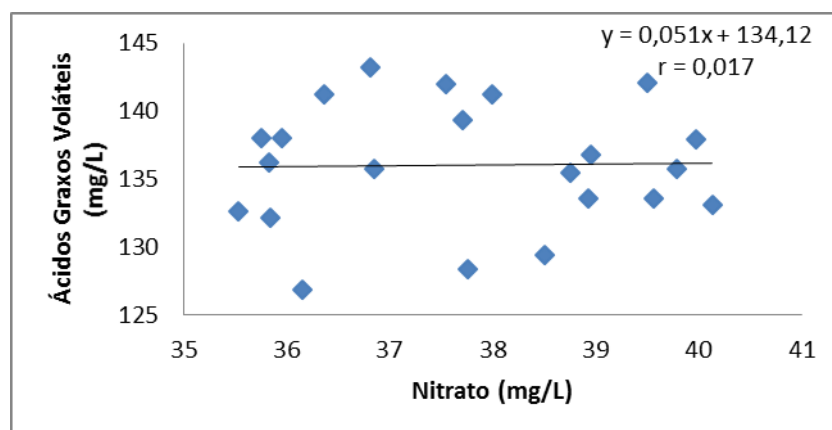
Figura 5. Concentração de ácidos graxos voláteis no sistema de tratamento.



No sistema experimental monitorado, o consumo de ácidos graxos voláteis foi de 158,71 mgH_{AC}.L⁻¹. No substrato a concentração média de ácidos graxos voláteis era de 295,29 mgH_{AC}.L⁻¹. No reator UASB, ocorreu o consumo de 36% da concentração de AGV afluente, produzindo efluente com 189,87 mgH_{AC}.L⁻¹. Esta diminuição da concentração deve-se a assimilação dos ácidos graxos pela biomassa metanogênica, e, conseqüentemente, conversão a metano, e reflete uma condição de estabilidade do reator. A acumulação de AGVs contribui para o consumo de alcalinidade, decréscimo do pH, afeta o crescimento e inibe a atividade de microrganismos metanogênicos, podendo levar a falha do processo.

No FBP o decréscimo está associado ao consumo de material orgânico para realização do processo de nitratação. No caso desse trabalho, não houve correlação entre AGV e nitrato, como pode ser observado na Figura 6. Para a conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato, não houve consumo de ácidos graxos voláteis.

Figura 6. Correlação entre ácidos graxos voláteis e nitrato no FBP.



O sistema apresentou eficiência de remoção de AGV de 53,7%, com concentração média efluente de 136,58 mgH_{AC}.L⁻¹.

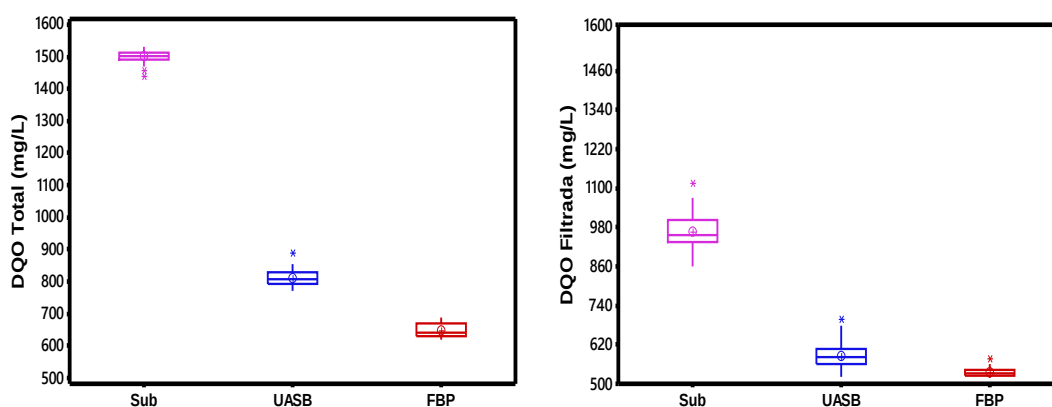
O comportamento dos AGVs no sistema corrobora com os resultados obtidos por Silva (2014), que constatou remoções de 53% operando UASB+FBP no tratamento conjugado de lixiviado e esgoto doméstico na proporção de 1 + 99% respectivamente.

5.5 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) corresponde à parcela da matéria orgânica passível de oxidação química.

Os dados da concentração da DQO total e DQO filtrada do substrato e dos efluentes do reator anaeróbico (reator UASB) e aeróbio (FBP) durante o período experimental são apresentados na Figura 7.

Figura 7. Concentração de DQO total e DQO filtrada no sistema de tratamento.



A concentração de matéria orgânica presente no substrato, expressa na forma de DQO total variou de 1471,36 a 1530,54 mg.L⁻¹, tendo valor médio de 1501,71 mg.L⁻¹. Observa-se pequena variação com relação ao valor fixado para a DQO total do substrato, de 1500 mg.L⁻¹ ($\sigma = 17,72$). Para a DQO filtrada, o substrato apresentou concentração média de 966,94 mg.L⁻¹, o que representa algo em torno 64,4% da DQO total afluente.

Com relação ao desempenho do reator UASB, reatores conhecidos pela elevada capacidade de remoção de matéria orgânica, foram obtidas remoções inferiores aos constatados na literatura, onde remoções de até 70% podem ser

alcançadas (KHAN *et al.*, 2011), no caso específico de esgoto doméstico. A eficiência média de remoção de DQO total foi de 46%, e DQO filtrada de 39% com concentração efluente média de 812,49 mg.L⁻¹ e 536,22 mg.L⁻¹, respectivamente. Possivelmente, a baixa remoção de DQO total neste trabalho está associada a presença de compostos orgânicos recalcitrantes no lixiviado.

Os valores de remoção de DQO total observados neste trabalho são similares aos obtidos por Ramos (2009) avaliando o desempenho de reator UASB no tratamento da mistura de 10% de lixiviado pós dessorção de amônia e 90% de esgoto doméstico obteve eficiência de 44% na remoção de DQO total, aplicando um TDH de 12 horas e COV de 2,1 kg DQO.m³.d⁻¹, e inferiores aos obtidos por Torres *et al.*, (2009) tratando uma combinação de águas residuárias domésticas e lixiviado em uma razão volumétrica de 5% de lixiviado, com TDH de 8 horas e COV de 2,84 kg DQO.m³.dia⁻¹, obteve eficiência de 70% na remoção de DQO.

A associação do FBP após reator UASB contribuiu para o aumento na eficiência de remoção de DQO total e filtrada. A eficiência de remoção de DQO total de 46% no reator UASB aumentou para 57% e a eficiência da DQO filtrada passou de 39% no reator UASB para 44,5% no sistema de tratamento UASB+FBP. Resultados semelhantes foram obtidos por Silva (2014) que observou um acréscimo de 19% na eficiência de remoção de DQO total e 15% na DQO filtrada, com a associação do FBP, tratando efluente com 1% de lixiviado e 99% de esgoto, taxa de aplicação superficial de 4,7 m³/m².dia.

Tais resultados estão de acordo com Almeida *et al.* (2011), os quais afirmam que em sistemas UASB/FBP, os FBP tendem a assumir a função de polimento em termos de remoção de matéria orgânica, uma vez que o reator UASB é responsável pela remoção da maior parcela de DBO₅, DQO e SST.

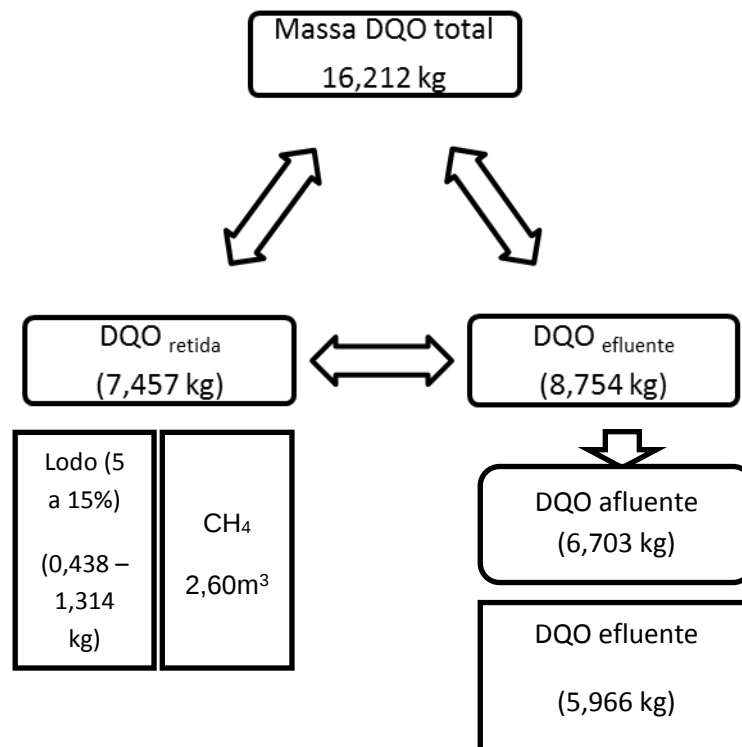
A eficiência média de remoção de DQO filtrada foi inferior a remoção de DQO total. De acordo com Silva (2014), este comportamento é um indicativo de que a maior parte de matéria orgânica removida do sistema estava em suspensão ou sedimentável.

A distribuição da matéria orgânica afluenta ao sistema de tratamento, expressa na forma de DQO, encontra-se no fluxograma da Figura 8.

Durante o período experimental, a massa total de DQO aplicada ao reator UASB correspondeu a 16,212 kg. Desse quantitativo afluenta, 54% ficou na massa de DQO do efluente do reator UASB. Da massa de DQO total retida no reator que foi

de 7,45 kg, parte foi convertida em biogás, algo em torno 85%, que é removido da fase gasosa e uma pequena parcela do material orgânico será convertida em biomassa microbiana, vindo a constituir o lodo do sistema. Segundo Chernicharo (2007), em reatores anaeróbios, cerca de 5 – 15% da massa de DQO afluenta vai para o lodo. Desse modo, pode-se estimar a massa de lodo e a massa de DQO transformada em gás metano (CH_4), conforme observado na Figura 8.

Figura 8. Massa total de DQO aplicada ao sistema de tratamento durante o período experimental.

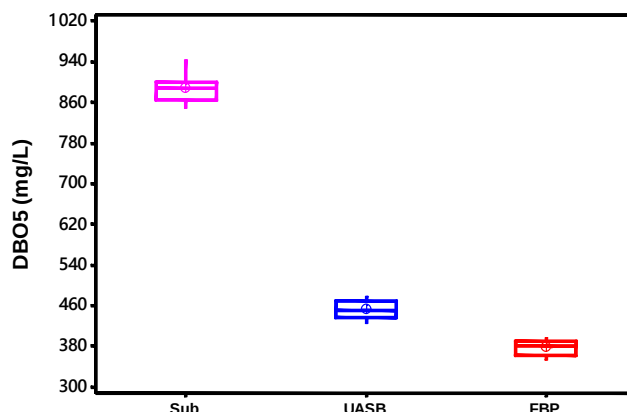


5.6 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) expressa a quantidade de matéria orgânica degradada biologicamente.

Na Figura 9 são apresentados os dados do comportamento da Demanda Bioquímica de Oxigênio do substrato afluenta e dos efluentes dos sistemas anaeróbio (reator UASB) e aeróbio (FBP) durante o período experimental.

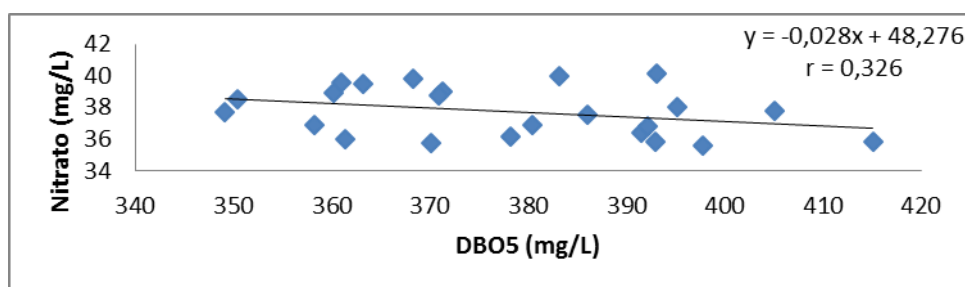
Figura 9. Concentração de DBO₅ no sistema de tratamento.



Analisando os dados obtidos ao longo do monitoramento do sistema experimental, apresentados na Figura 9 verificou-se diminuição da concentração DBO₅ no substrato alimentado aos reatores. Para que ocorram as reações de amonificação e nitrificação é necessário o consumo de material orgânico através da síntese da matéria orgânica. Os valores médios de DBO₅ para o substrato foi de 888,74 mg.L⁻¹. No efluente do reator UASB e efluente final os valores médios das concentrações de DBO₅ foram respectivamente 452,66 mg.L⁻¹ e 378,04 mg.L⁻¹. A eficiência total de remoção do sistema foi de 57,46%, sendo a maior parte removida no reator UASB que corresponde a 49,1%.

Na Figura 10 apresenta-se o comportamento da correlação entre DBO₅ e nitrato no FBP.

Figura 10. Correlação entre concentração de DBO₅ e nitrato no FBP.

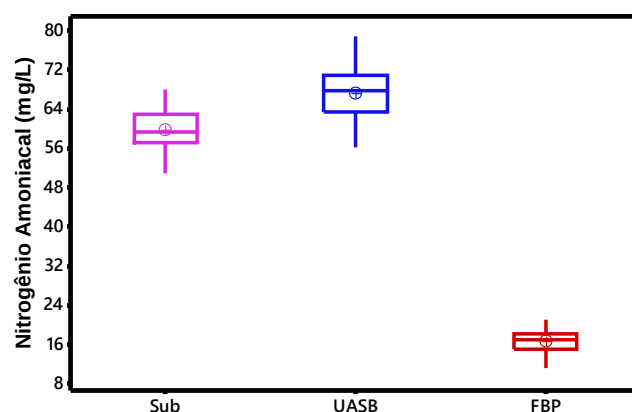


Analisando o comportamento da Figura 10 pode-se constatar que houve correlação positiva (0,326) entre o consumo de DBO₅ e a formação de nitrato. Para cada mg/L de DBO₅ consumida pelas bactérias nitrificantes foi gerado 0,5 mg.L⁻¹ de nitrato.

5.7 NITROGÊNIO AMONIAL

Lixiviados de aterros sanitários caracterizam-se por apresentarem elevadas concentrações de compostos nitrogenados, sendo a maior fração referente ao nitrogênio amoniacal. Os dados da concentração de nitrogênio amoniacal do substrato e dos efluentes dos sistemas anaeróbio (reator UASB) e aeróbio (FBP) durante o período experimental são apresentados na Figura 11.

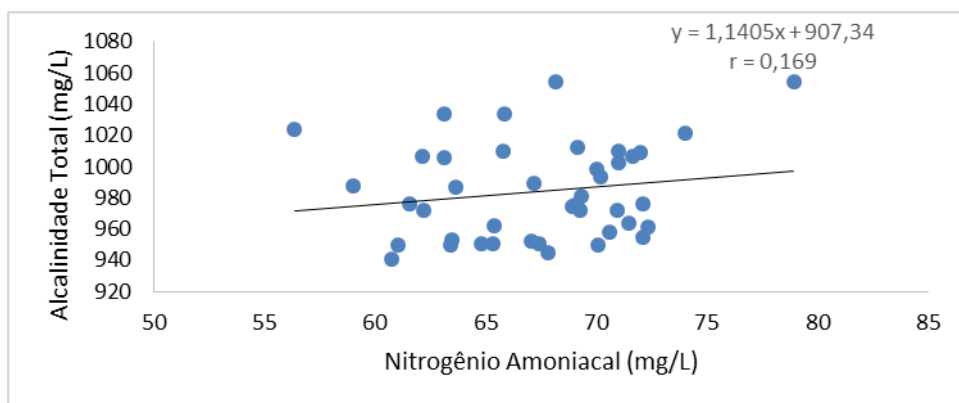
Figura 11. Concentração de nitrogênio amoniacal no sistema de tratamento.



De acordo com a Figura 11 pode-se observar que a concentração média de nitrogênio amoniacal do substrato foi de 60 mg N-NH₄⁺.L⁻¹, valor tido como ótimo para reatores UASB segundo Shalini e Joseph (2012). De acordo com a autora, concentrações de amônia variando entre 50 a 200 mg.L⁻¹ são benéficas para a atividade microbiana em reatores anaeróbios. O reator UASB apresentou aumento na concentração de nitrogênio amoniacal, produzindo efluente cuja concentração corresponde a 67,3 mg N-NH₄⁺.L⁻¹. Comportamento semelhante foi relatado por Ye *et al.* (2011), tratando lixiviado com concentração média de 768,5 mg N-NH₄⁺.L⁻¹, atingindo concentrações superiores a 1000 mg N-NH₄⁺.L⁻¹ no efluente. Bhatti *et al.* (2014) também constataram aumento na concentração de nitrogênio amoniacal no tratamento de águas residuárias municipais em reator UASB, com concentração média afluente de 2,42 N-NH₄⁺.L⁻¹, produziu efluente cujas concentrações atingiram 6,05 N-NH₄⁺.L⁻¹. Esse aumento da concentração de nitrogênio amoniacal pode ser atribuído ao processo de amonificação, havendo a decomposição de compostos orgânicos nitrogenados presentes no lixiviado.

Na Figura 12 encontra-se a correlação entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal no reator UASB.

Figura 12. Correlação entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal no reator UASB.



Analisando o comportamento da Figura 12, pode-se constatar correlação positiva entre nitrogênio amoniacal e alcalinidade total. No reator UASB o aumento da alcalinidade foi de 886,94 a 984,16 mg.L^{-1} , e esta associado diretamente ao aumento de nitrogênio amoniacal. Em termos quantitativos, isso sugere que para cada mg.L^{-1} de alcalinidade gerada, foram gerados também 1 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal.

No FBP ocorre a conversão do nitrogênio amoniacal, na presença de oxigênio, a nitrito e, posteriormente a nitrato, durante o processo de nitrificação. A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal no efluente do FBP foi de 72%, produzindo efluente com concentração de 16,8 $\text{mg N-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$. Tal valor, atende os padrões de lançamento do CONAMA 430/2011, cujo valor máximo permitido é 20 $\text{mg N-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$.

Esses valores foram superiores aos encontrados por Silva (2014), que obteve eficiência média de N-NH_4^+ e 61%, monitorando reator UASB seguido de FBP.

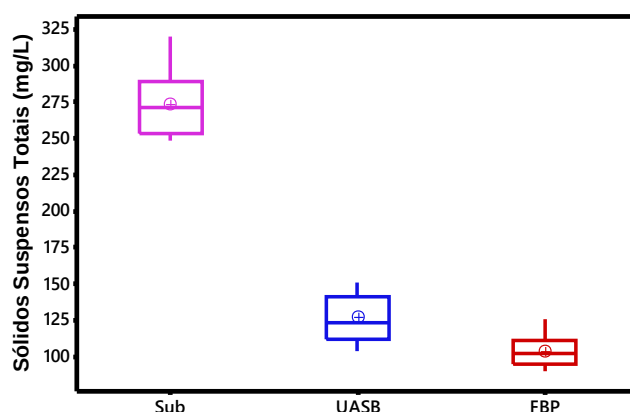
Martins *et al.* (2013), obtiveram remoções de nitrogênio amoniacal superiores a 75% tratando lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização. Abood *et al.* (2014), trataram lixiviado mais esgoto doméstico em reator de batelada sequencial operado sob condições anóxica-aeróbia-anóxica. Nesse sistema, a remoção de nitrogênio amoniacal foi de 65%.

Estudos realizados por Zhu *et al.* (2013), utilizando processo combinado anaeróbio-aeróbio, também obtiveram bons percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal, superiores a 90%.

5.8 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

Na Figura 13 são apresentados os dados do comportamento dos sólidos suspensos totais (SST) do substrato afluyente e dos efluentes dos sistemas anaeróbio (reator UASB) e aeróbio (FBP) durante o período experimental.

Figura 13. Concentração de sólidos suspensos totais no sistema de tratamento.



A concentração média de SST no substrato foi de 273,66 mg.L⁻¹, sendo reduzida a 126,99 mg.L⁻¹ no reator UASB (E=53,6%). Os resultados obtidos foram inferiores aos de Ramos (2009), onde obteve eficiência de remoção de 85%, tratando esgoto doméstico mais lixiviado de aterro sanitário; como também aos de Alvarez *et al.* (2006), que obtiveram remoções de SST de 85% tratando esgoto doméstico em reator UASB.

O FBP contribuiu para pequeno aumento na eficiência de remoção do sistema UASB/FBP, o qual apresentou eficiência de 18,2% produzindo efluente com 103,84 mg/L

Almeida *et al.* (2011), avaliaram a remoção de matéria orgânica de esgoto doméstico, em um sistema constituído por UASB seguido de um filtro biológico percolador com aplicação de baixas COV de 0,20 a 0,65 Kg DBO.m⁻³ d⁻¹ no filtro

biológico percolador, com remoção de SST e DQO em torno de 70 e 80%. Remoções de 79% de SST foram obtidos por Couto *et al.* (2013), tratando lixiviado por infiltração rápida com leitos filtrantes de tijolo cerâmico.

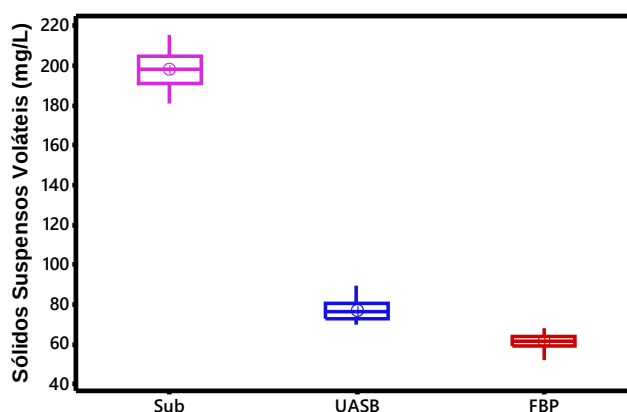
Os resultados obtidos neste trabalho, assim como no trabalho de Almeida *et al.* (2011), evidenciam que maior parcela da matéria orgânica, DQO e SST é removida no sistema anaeróbio, e que o filtro biológico contribui apenas com o polimento final.

Remoções mais significativas foram obtidas por Ferraz *et al.* (2014), tratando lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em biofiltro aeróbio submerso. Com uma razão volumétrica de lixiviado de 2%, o sistema foi capaz de remover 90% dos SST.

5.9 SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS

Na Figura 14 são apresentados os dados do comportamento da concentração média de sólidos suspensos voláteis do substrato afluente e dos efluentes dos sistemas anaeróbio (reator UASB) e aeróbio (FBP) durante o período experimental.

Figura 14. Concentração de sólidos suspensos totais no sistema de tratamento.



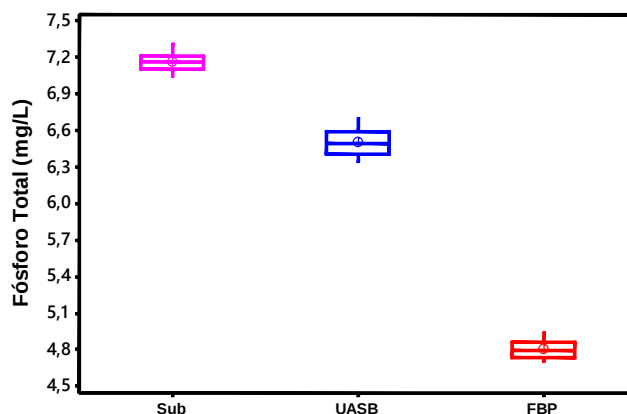
A concentração média de SSV no substrato foi de 198,63 mg.L⁻¹, sendo reduzida a 75,17 mg.L⁻¹ no reator UASB, apresentando eficiência de remoção de 62%. Resultados semelhantes foram obtidos por Bhatti *et al.* (2014), tratando águas residuárias municipais em reator UASB, obtiveram remoções de SSV de 61,25%.

A adição do FBP contribuiu com acréscimo de 13,4% na eficiência de remoção, apresentando efluente cuja concentração média correspondeu a 61,65 mg.L⁻¹. Os resultados obtidos foram similares aos de Silva (2014), onde obteve eficiência de remoção de SSV de 72% no sistema UASB/FBP.

5.10 FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO

Os dados da concentração de fósforo total e ortofosfato do substrato e dos efluentes dos sistemas anaeróbio (reator UASB) e aeróbio (FBP) durante o período experimental são apresentados na Figura 15 e 16.

Figura 15. Concentração de fósforo total no sistema de tratamento.



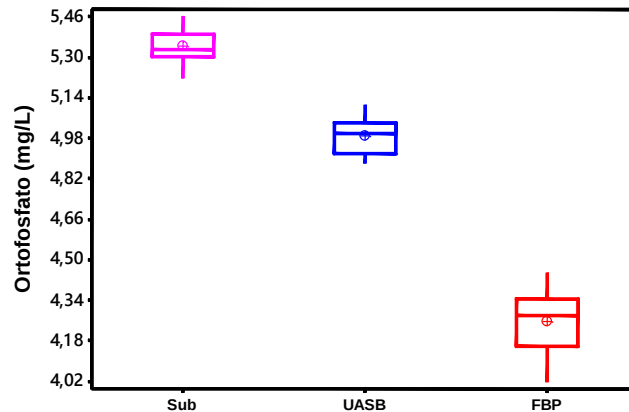
A concentração média de fósforo total no substrato foi de 7,17 mg P.L⁻¹, com valores variando de 7,04 a 7,32 mg P.L⁻¹. A eficiência média de remoção de fósforo total no sistema UASB+FBP foi de 33%, produzindo efluente com concentração de 4,8 mg P.L⁻¹.

A menor remoção de fósforo ocorreu no reator UASB, removendo 9,4%. Tal fenômeno é explicado pelo fato desses reatores não terem por objetivo a remoção de nutrientes. Em sistemas anaeróbios, os nutrientes podem ser removidos por sedimentação e precipitação no lodo, além de uma pequena parcela que é assimilada pelos microrganismos.

Comportamento semelhante pode ser observado para o ortofosfato. De acordo com a Figura 16, observa-se que a concentração média de ortofosfato no afluente foi de 5,34 mg.L⁻¹, apresentando valores na faixa de 5,22 a 5,46 mg.L⁻¹. O

sistema apresentou baixa remoção de ortofosfato, produzindo efluente com concentração média de $4,26 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo a maior parte deste removida no FBP.

Figura 16. Concentração de ortofosfato no sistema de tratamento.



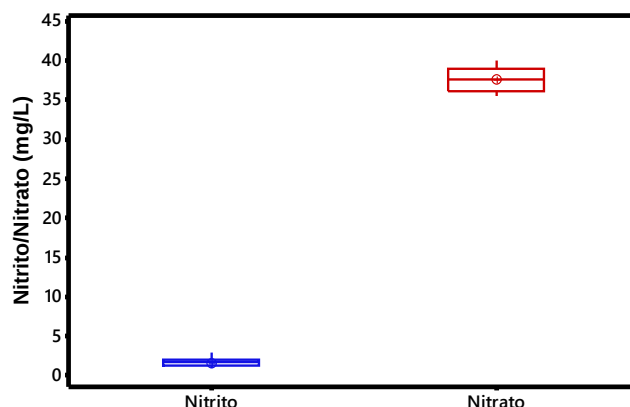
Os valores médios de eficiência de remoção de fósforo e ortofosfato obtidos foram superiores aos observados por Silva (2014), o qual obteve eficiência de remoção de 26% de fósforo e 2% de ortofosfato, tratando esgoto mais 1% de lixiviado, em sistema semelhante com COV de $1,5 \text{ kgDQO.m}^3.\text{dia}^{-1}$ e TDH de 5 horas.

Resultados superiores foram obtidos por Couto et al. (2013), tratando lixiviado de aterro sanitário por processo de infiltração rápida, remoções de até 95% de fósforo total foram alcançadas.

5.11 NITRITO e NITRATO

Na Figura 17 são apresentados os dados relacionados ao processo de nitrificação que ocorre no FBP.

Figura 17. Perfil da concentração de nitrito e nitrato no sistema de tratamento.



Analisando os dados da Figura 17, observa-se que a concentração média de N-NO_2^- e N-NO_3^- foram de $1,64 \text{ mg.L}^{-1}$ e $37,70 \text{ mg.L}^{-1}$. A baixa concentração de nitrito e a conversão do mesmo a nitrato indicam que o FBP apresentava condições satisfatórias ao processo de nitrificação. As condições de operação aplicadas ao FBP garantiram quantidade de oxigênio dissolvido suficiente para a atividade das bactérias responsáveis pela nitratação.

Avaliando a aplicabilidade de filtros percoladores aeróbios na remoção de matéria orgânica e nitrogênio em esgoto sanitário efluente de reator anaeróbio compartimentado, Franchin (2006) obteve efluente com $16,8 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato, tendo a brita como meio suporte e taxa de aplicação hidráulica ($1,9 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$).

Suassuna (2004) operou filtros percoladores como unidades independentes e aeradas (vazão média de ar de $2,0 \text{ L/min}$) que receberam efluente de um reator anaeróbio compartimentado. As concentrações de nitrato no esgoto afluente variaram em torno de $2,0 \text{ mgNO}_3^-. \text{L}^{-1}$ e nos efluentes dos filtros percoladores variaram em torno de $30,0 \text{ mgNO}_3^-. \text{L}^{-1}$, o que mostra claramente a ocorrência do processo de nitrificação nos filtros.

5.12 PARÂMETROS CINÉTICOS

Um dos parâmetros cinéticos utilizado para avaliar o desempenho do processo de tratamento foi a constante de biodecomposição, cujos valores indicam a velocidade com que o material orgânico é degradado e é determinado pela expressão matemática representada pela equação 2. As equações exponenciais que

foram ajustadas com os dados obtidos durante o trabalho experimental são apresentadas na Tabela 8.

$$\mu = \mu_0 \cdot e^{-kt} \quad (\text{equação 2})$$

Tabela 8. Equações exponenciais ajustadas com os dados experimentais obtidos durante monitoramento do sistema experimental.

Parâmetros	UASB	FBP
DQO	$DQO = 1507,07 \times e^{-0,8 \times t}$	$DQO = 812,49 \times e^{-0,83 \times t}$
DBO	$DBO = 888,74 \times e^{-0,9 \times t}$	$DBO = 452,66 \times e^{-0,56 \times t}$
SST	$SST = 273,66 \times e^{-1,02 \times t}$	$SST = 126,99 \times e^{-0,61 \times t}$
SSV	$SSV = 198,63 \times e^{-1,26 \times t}$	$SSV = 77,17 \times e^{-0,68 \times t}$

Analisando os dados apresentados na Tabela 8 observa-se que as maiores constantes de decomposição foram obtidas no reator UASB. Para a DBO₅ a constante assumiu valores de 0,9 com remoções de 49%. Para as frações de sólidos, os valores das constantes foram de 1,02 e 1,26 para os SST e SSV, respectivamente. No FBP valores inferiores foram observados, apresentando constantes de 0,56; 0,61 e 0,68 para a DBO₅, SST e SSV, respectivamente.

Para a DQO, a constante assumiu valores de 0,82 e 0,83 com eficiências de remoções de 44% e 11% no reator UASB e no FBP, respectivamente. Constata-se que apesar de apresentarem constantes similares, no FBP as eficiências de remoção foram inferiores as obtidas no reator UASB. Tal comportamento pode ser explicado devido as maiores reduções de matéria orgânica passível de biodegradação ocorrer no reator UASB, sendo a maior parte da matéria orgânica presentes no FBP constituídas de matéria orgânica recalcitrante.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em sistema UASB/FBP, concluiu-se:

- O reator UASB apresentou baixo desempenho na remoção de material carbonáceo, apresentando eficiências de 46% de DQO total, 39% DQO filtrada e 49% DBO₅, produzindo efluente com elevadas concentrações de cargas poluidoras, necessitando de um pós-tratamento.
- O FBP mostrou-se eficiente no processo de nitrificação, produzindo efluente com concentrações de nitrogênio de 16,72 mg.L⁻¹, 1,64 mg.L⁻¹ de nitrito e 37,70 mg.L⁻¹ de nitrato.
- Para os parâmetros pH e nitrogênio amoniacal, os valores médios do efluente final encontram-se dentro das condições padrões estabelecidas pelo CONAMA 430/2011, para descarte em corpos aquáticos.
- O sistema de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro biológico percolador não foi capaz de produzir efluente que atenda aos padrões de lançamento em corpos aquáticos, apresentando ainda elevadas cargas poluidoras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABOOD, A. R.; BAO, J.; DU, J.; ZHENG, D.; LUO, Y. Non-biodegradable landfill leachate treatment by combined process of agitation, coagulation, SBR and filtration. *Waste Management*, v.34, p. 439-447, 2014.

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.

AHMED, F.N.; LAN, C.Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, n. 287, p. 41-54, 2012.

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

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

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

BHATTI, Z. A.; MAQBOOL, F.; MALIK, A. H. and MEHMOOD, Q.. UASB reactor startup for the treatment of municipal wastewater followed by advanced oxidation process. *Braz. J. Chem. Eng.* vol.31, n.3, p. 715-726, 2014.

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

BRITO, G.C.B.; AMARAL, M.C.S.; LANGE, L.C.; PEREIRA, R.C.A.; SANTOS, V.L.; MACHADO, M. Treatment of landfill leachate in membranes biorreactor with yeast (*Saccharomyces cerevisiae*). *Procedia Engineering*, v. 44, p. 934-938, 2012.

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

CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A.; RITTER, E.; MANNARINO, C.F. **Filtro biológico aeróbio – Resultados no tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí –**

RJ. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, 2003.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias– Reatores Anaeróbios – Vol. 5 2ª Edição.** Editora UFMG - Belo Horizonte, p. 308, 2007.

COUTO, M. C. L.; BRAGA, F. S.; LANGE, L. C. Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte. **Engenharia Sanit. Ambient**, v. 18, n. 3, p. 223-234, 2013.

DERCO, J.; GOTVAJN, A. Z.; ZAGORC-KONCAN, J.; ALMÁSIOVÁ, B.; KASSAI, A. Pretreatment of landfill leachate by chemical oxidation processes. **Chemical Papers**, v. 64, p. 237-245, 2010.

FELICI, E. M.; KURODA, E. K.; YAMASHITA, F.; SIVLA, S. M. C. P. Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química – floculação – sedimentação. **Rev Eng Sanit Ambient**, v. 8, n. 2, p. 177-184, 2013.

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, 2014.

FRANCHIN, A.C. **Nitrificação de efluente de reator anaeróbio compartimentado em filtros percoladores com a utilização da serragem do couro do tipo wet blue como meio suporte.** 2006. 84f. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006.

FRANCO, R. S. O. **Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto.** 2009. 109f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2009.

GUO, J.; ABBAS, A. A.; CHEN, Y. P.; LIU, Z. P.; FANG, F.; CHENG, P. Treatment of landfill leachate using a combined stripping, fenton, SBR, and coagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, p. 699-705, 2010.

HOUTMEYERS, S.; DEGRÈVE, J.; WILLEMS, K; DEWIL, R.; APPELS, L. Comparing the influence of low power ultrasonic and microwave pre-treatments on the solubilisation and semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. **Bioresource Technology**, v. 171 , p. 44–49, 2014.

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating

sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v.55, p. 1232– 1251, 2011.

KHERADMAND, S.; KARIMI-JASHINI, A.; SATAJ, M. Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. **Waste Management**, v. 30, p. 1025-1031, 2010.

KWARCIAK, A.; BOHDZIEWICZ, J. The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment. **Desalination**. v.222 p. 128-134, 2008.

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

LANGE L.C., ALVES J.F., AMARAL M. C. S. e MELO W.R. Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Oxidativo Avançado Empregando Reagente de Fenton. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 2, p. 175-183, 2006.

LEITE, V. D.; PEARSON, H. W. ; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; LUNA, M. L.D. The removal of ammonia from sanitary landfill leachate using a series of shallow waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 63, p. 666-670, 2011.

LUZIA, M.R.; CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A.; FRANCO, R.S.O.; BARBOSA, W.F. **Utilização de filtros aeróbios em escala de laboratório para o tratamento do lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho – RJ**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande – MS, 2005.

MAHMOUD, Nidal. AL-JAMAL, Wafa, Community onsite treatment of cold strongsewage in a UASB-septic tank. Institute of Environmental and Water Studies (IEWS), Birzeit University, P.O. Box 14, Birzeit, The West Bank, Palestine. **Bioresource Technology** 100, 1061–1068, 2009.

MAHMUD, K.; HOSSAIN, M. D.; SHAMS, S. Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. **Waste Management**, n. 32, p. 2096-2105, 2012.

MANNARINO, C. F.; MOREIRA, J. C.; FERREIRA, J. A.; ARIAS, A. R. L. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 18, n. 11, p. 3235-3243, 2013.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternative

para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Cad. Saúde Colet.**, v. 19, n. 1, p. 11 - 19, 2011.

MARTINS, C. L.; FERNANDES, H.; COSTA, R. H. R. Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds. **Bioresource Technology**, n. 147, p. 562-568, 2013.

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

MARTTINEN, S.K., KETTUNEN, R.H. e RINTALA, J.A. Occurrence and Removal of Organic Pollutants in Sewages and Landfill Leachates. **Science of the Total Environment**, v. 301, p. 1-12, 2003.

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

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.

MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. 2010. 262f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, 2010.

NECZAJ, E., KACPRZAK, M., LACH, J. e OKONIEWSKA, E. Effect of a Sonication on Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in SBR Reactor. **Desalination**, v. 204, p. 227 - 233, 2008.

PEDROSO, K.; TAVARES, C.R.G.; JANEIRO, V.; SILVA, T.L.; DIAS, P.Z. Avaliação do tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maringá, Paraná, por processo de coagulação/floculação com Tanfloc SG. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 2, p. 87, 2012.

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

QUEIROZ, L. M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S. C.; ALEM SOBRINHO, P. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e

pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Eng Sanit Ambient**, v. 16, n. 4, p. 403-410, 2011.

RAMOS, P. C. A. **Tratamento conjugado do lixiviado com esgotos em reator UASB**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande - PB, 2009.

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

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA, M. A. S. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012.

SANTOS, A. S. P. **Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização**. 2010. 118f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2010.

SHALINI, S.; JOSEPH, K. Nitrogen management in landfill leachate: Application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON–ANAMMOX process. **Waste Management**, 32, p. 2385–2400, 2012.

SKOUTERIS, G.; HERMOSILLA, D.; LÓPEZ, P.; NEGRO, C.; BLANCO, A. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: A review. **Chemical Engineering Journal**, n. 198-199, p. 138-148, 2012.

SILVA, R. B. **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio**. 2014. 73f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande - PB, 2014.

SUASSUNA, R. C. A. **Utilização de serragem de couro do tipo wet blue como meio suporte de filtros percoladores para pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reator anaeróbio compartimentado**. 2004. 175f. Tese (Doutorado) Universidade de São Paulo – Escola de Engenharia de São Carlos – São Carlos – SP, 2004.

TELLES, C. A. S. **Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2010. 130f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2010.

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

TURETTA, L. **Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados**. 2011. 103f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos – SP, 2011.

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

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

ZHANG, L.; LEE, Y. W.; JAHNG, D. Ammonia stripping for enhanced biomethanization of piggery wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, n. 199, p. 36–42, 2012.

ZIYANG, L.; YU, S.; XIAOLING, C.; YOUCAI, Z.; NANWEN, Z. Application of hydration reaction on the removal of recalcitrant contaminants in leachate after biological treatment. **Waste Management**, n. 34, p. 791-797, 2014.

ZHU, R.; WANG, S.; LI, J.; WANG, K.; MIAO, L.; MA, B.; PENG, Y. Biological nitrogen removal from landfill leachate using anaerobic-aerobic process: Denitrification via organics in raw leachate and intracellular storage polymers. **Bioresource Technology**, p. 401-408, 2013.

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

YE, J.; MU, Y.; CHENG, X.; SUN, D. Treatment of fresh leachate with high-strength organics and calcium from municipal solid waste incineration plant using UASB reactor. **Bioresource Technology**, n. 102, p. 5498-5503, 2011.

YU, J.; ZHOU, S.; WANG, W. Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A2/O process. **Journal of Hazardous Materials**, n. 178, p. 81–88, 2010.