



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

EVELYNE MORGANA FERREIRA COSTA

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE MATERIAL NITROGENADO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO**

**CAMPINA GRANDE - PB
2019**

EVELYNE MORGANA FERREIRA COSTA

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE MATERIAL NITROGENADO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Coordenação de Engenharia Sanitária e Ambiental do DESA /CCT da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharela em Engenharia Sanitária e Ambiental.
Área de concentração: Tratamento de Águas Residuárias e Resíduo Sólido.

Orientador: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite.

**CAMPINA GRANDE - PB
2019**

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

C837r Costa, Evelyne Morgana Ferreira.
Remoção biológica de material nitrogenado de lixiviado de aterro sanitário [manuscrito] / Evelyne Morgana Ferreira Costa. - 2019.
25 p. : il. colorido.
Digitado.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2019.
"Orientação : Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
1. Lixiviado de aterro sanitário. 2. Esgoto doméstico. 3. Tratamento conjugado. 4. Amonificação. I. Título
21. ed. CDD 628.3

EVELYNE MORGANA FERREIRA COSTA


REMOÇÃO BIOLÓGICA DE MATERIAL NITROGENADO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Coordenação de Engenharia Sanitária e Ambiental do DESA /CCT da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharela em Engenharia Sanitária e Ambiental.
Área de concentração: Tratamento de Águas Residuárias e Resíduo Sólido.

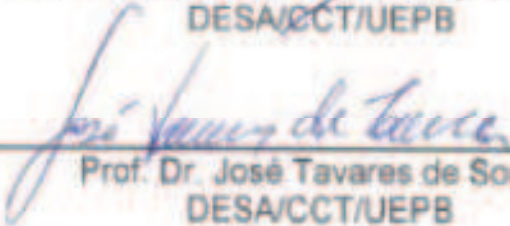
Orientador: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite.

Aprovada em: 03/06/2019


BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite (Orientador)
DESA/CCT/UEPB



Prof. Dr. José Tavares de Sousa
DESA/CCT/UEPB



Prof. Doutora Elaine Gurjão de Oliveira
DESA/CCT/UEPB

Ao meu pai, já falecido, meu grande herói e a
minha mãe, mulher guerreira e que sempre lutou
pelo meu futuro, DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por me dar forças, discernimento e permitir concluir o curso.

A minha mãe, Margarida, por lutar junto comigo atrás dos meus sonhos, por toda garra, incentivo e amor.

Ao meu pai, Edilson (*in memoriam*), embora fisicamente ausente, sentia sua presença ao meu lado, dando-me força.

Aos meus irmãos e meu cunhado, Emanuely, Júnior e Beto, por me apoiar, por todo amor e cuidado.

A minha prima Waleska, por toda ajuda e sempre está presente em minha vida.

Ao senhor Marconi, por toda ajuda, carinho e amizade.

Ao meu orientador, professor Valderi, por todos os anos de trabalho em equipe, incentivo e confiança.

Às minhas companheiras de trabalho, Gracielle, Gabriley e Carla, por sempre estarem me apoiando e ajudando no crescimento como profissional.

Aos meus colegas de curso, Andreia, Nayr Thays, Estephânia e Andre, pelos momentos de amizade.

Agradeço às professoras participantes da banca examinadora que dividiram comigo este momento tão importante e esperado: Elaine Gurjão e Célia Cavalcante.

Ao técnico administrativo da UEPB, Alisson, por ser tão prestativo e se tornar um amigo.

Agradeço a todos aqueles que não foram citados aqui, e que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

“Na vida, não existe nada a temer, mas a entender.”
Marie Curie

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
2. REFERÊNCIAL TEÓRICO	8
2.1 Resíduos Sólidos	8
2.2 Lixiviado de Aterro Sanitários	9
2.3 Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico ..	10
2.4 Remoção Biológica de Nitrogênio	10
2.4.1 Amonificação	11
2.4.2 Nitrificação	11
2.4.3 Desnitrificação	12
3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	12
3. 1 Localização	12
3.2 Esgoto Doméstico	12
3.3 Lixiviado de Aterro Sanitário	13
3.4 Substrato	13
3.5 Sistema Experimental.....	13
3.6 Monitoramento do Sistema Experimental	15
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	16
4.1 Potencial hidrogeniônico	16
4.2 Alcalinidade Total	17
4.3 Ácidos Graxos Voláteis	18
4.5 Nitrogênio Amoniacal	19
4.6 Nitrito e Nitrato.....	20
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	21

REMOÇÃO BIOLÓGICA DE MATERIAL NITROGENADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Evelyne Morgana Ferreira Costa¹

RESUMO

O lixiviado é um dos principais resíduos líquidos gerados em aterros sanitários e apresenta características poluidoras haja vista a sua alta concentração de nitrogênio amoniacal e presença de matéria orgânica de natureza recalcitrante. Atualmente, o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico tem despontado como uma promissora alternativa tecnológica. O presente trabalho objetivou avaliar o desempenho do sistema (UASB+FBP) no tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico, com ênfase na remoção de Nitrogênio Amoniacal. O sistema experimental foi constituído de duas unidades de tratamento biológico, sendo a primeira unidade de tratamento um Reator UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) e a segunda unidade de tratamento um Filtro Aeróbio Percolador (FBP). O sistema experimental foi projetado, instalado e monitorado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES / UEPB). O lixiviado foi coletado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa (PB) e transportado para o laboratório da EXTRABES em caminhão tanque. O esgoto doméstico utilizado para preparação do substrato foi proveniente do prédio residencial localizado a margem direita da EXTRABES e depositado em um reservatório de armazenamento. Os parâmetros monitorados semanalmente foram: pH, nitrogênio amoniacal, alcalinidade total, AGV, nitrito e nitrato. O sistema de tratamento biológico (UASB+FBP) apresentou remoção de Nitrogênio Amoniacal de apenas 15,7%, necessitando de maior quantidade de oxigênio dissolvido no meio, para promover biofilme e aumentar a eficiência.

Palavras-Chave: Lixiviado de Aterro Sanitário. Esgoto doméstico. Tratamento Conjugado. Amonificação.

1. INTRODUÇÃO

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). A lei N° 12.305, de 2 de agosto de 2010 institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que prevê a implantação de aterros sanitários como alternativa para disposição final de resíduos sólidos.

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, 2011). Em geral, apresenta elevada

concentração de matéria orgânica e amônia, podendo conter metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos, que propiciam certo grau de toxicidade (BRITO et al., 2012). O lixiviado causa impactos ambientais negativos, podendo comprometer a disponibilidade e qualidade dos recursos naturais, devido a sua composição química complexa e seu elevado potencial poluidor, por isso, é de grande importância o gerenciamento adequado do lixiviado (DIAS, 2017).

O tratamento de lixiviado conjugado com esgotos domésticos é uma das alternativas que vem sendo cada vez mais utilizado na resolução desse problema. O processo objetiva a diluição do lixiviado com o esgoto, de forma a possibilitar o seu tratamento biológico, em virtude do seu baixo custo e facilidade de operação (OLIVEIRA, 2015).

Renou *et al.* (2008) observaram que, para satisfazer as condições de lançamento do lixiviado em corpos receptores se faz necessário um tratamento adequado do mesmo, podendo este ser físico, químico ou 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.

O uso combinado de processo anaeróbio, aeróbio e anóxico pode ser uma alternativa eficiente, possibilitando a redução simultânea de material orgânico e nitrogenado (RENOU et al., 2008).

Neste contexto, o presente trabalho objetivou avaliar o desempenho de um sistema constituído por reator UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) e FBP (Filtro Biológico Percolador) no tratamento biológico conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, com ênfase na remoção de Nitrogênio Amoniacal, por meio do processo de nitrificação, de forma a atender os padrões de lançamento em corpos aquáticos, estabelecido pela Resolução 430/2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

2. REFERÊNCIAL TEÓRICO

2.1 Resíduos Sólidos

De acordo com a Norma Brasileira (NBR) 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), resíduos sólidos são definidos como sendo resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial,

doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Estão incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente viáveis em face à melhor tecnologia disponível.

A Lei nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, sugere que a melhor forma de disposição final dos resíduos sólidos urbanos é o aterro sanitário, procurando minimizar os impactos ambientais e evitar danos ou riscos a saúde pública. As diretrizes da PNRS estabelece que apenas irá para o aterro sanitário o rejeito, ou seja, o que não pode ser reutilizado ou reciclado. Porém a realidade enfrentada na maioria dos casos não é essa, pois a segregação do material não ocorre, sendo disposto no aterro todo o resíduo coletado.

Os resíduos sólidos aterrados sofrem degradação por meio de processos, físicos, químicos e biológicos, produzindo subprodutos sólidos, líquidos e gasosos. O lixiviado é um dos principais subprodutos advindos da degradação dos resíduos aterrados.

2.2 Lixiviado de Aterro Sanitários

O lixiviado de aterro sanitário é um resíduo líquido proveniente da umidade natural presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos presentes no aterro sanitário e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento (YAO, 2013; MORAVIA, 2011; LANGE e AMARAL, 2009).

A composição e característica dos lixiviados de aterro sanitário variam, de acordo como o tipo de resíduo aterrado, grau de decomposição, clima, estação do ano, idade do aterro, profundidade do resíduo aterrado e tipo de operação de aterro (ATMACA, 2009; LANGE e AMARAL, 2009).

O lixiviado de aterro sanitário em geral, apresenta coloração amarelada ou enegrecida, elevada concentração de nitrogênio amoniacal, de matéria orgânica e de compostos orgânicos de difícil degradação, como as substâncias húmicas e fúlvicas (FELICI *et al.*, 2013, MAHMUD *et al.*, 2012) pode conter metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos, que propiciam certo grau de toxicidade (BRITO *et al.*, 2012). Contém ainda microrganismos, predominantemente os coliformes totais e

termotolerantes (MORAVIA et al. 2011). Inviabilizando seu lançamento *in natura* em corpos hídricos ou sua disposição em solo.

RENOU, et al. (2008) classificaram o lixiviado de acordo com a idade do aterro e observaram que o aumento da idade do aterro sanitário diminui a concentração de componentes orgânicos no lixiviado e aumenta a concentração de nitrogênio amoniacal.

A matéria orgânica presente nos lixiviados dos aterros sanitários é constituída principalmente por ácidos graxos voláteis e substâncias húmicas. As frações dessas substâncias variaram de acordo com idade do aterro. Em aterros recentes, a maior fração está presente como ácidos graxos voláteis e em aterros sanitários antigos, substâncias húmicas (ácidos húmicos e ácidos fúlvicos) dominam a fração orgânica em até 60% (SÍR et al., 2012).

2.3 Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico

No tratamento conjugado o objetivo é que ocorra a diluição do lixiviado em esgoto doméstico, propiciando o seu tratamento, pois as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado inibem as ações das bactérias, ocorrendo à diminuição da concentração da biomassa e perda de diversidade microbiana (TURETTA, 2011).

Oliveira (2015) mostrou que o tratamento conjugado de lixiviado com esgoto doméstico é uma alternativa viável, comparando-se o baixo custo aplicado e a facilidade de operação. Apresentado um sistema experimental de reator UASB seguido de filtro biológico percolador e utilizando uma proporção de lixiviado de 10%, o tratamento proporcionou uma eficiência de remoção de DQO total de 46% no reator UASB, e 57% no sistema UASB+FBP.

Analisando um sistema experimental composto de reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador, Silva (2014) utilizou uma proporção 1% de lixiviado, no tratamento conjugado com esgoto doméstico, tendo como objetivo remover material carbonáceo e nitrogênado presentes no lixiviado. O estudo mostrou eficiências de remoções de DBO_5 de 76%, DQO total de 89%, DQO solúvel de 73% e Nitrogênio Amoniacal 61%.

2.4 Remoção Biológica de Nitrogênio

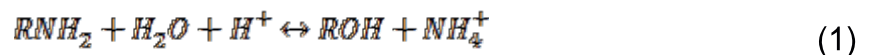
O nitrogênio assume na natureza diversos estados de oxidação, podendo modificar-se positivamente ou negativamente, dependendo das bactérias e as condições ambientais a qual se encontrem, sejam elas, aeróbias, anaeróbias ou anóxicas. O nitrogênio pode se apresentar, no meio ambiente, nas formas de amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), gás nitrogênio (N_2), íon nitrito (NO_2^-) e íon nitrato (NO_3^-).

Um dos problemas enfrentados no tratamento do lixiviado de aterro sanitário, esta relacionado à conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal, devido à formação de bicarbonato de amônio que ocorre no interior das células (CONTRERA, 2008).

A amônia em sua forma não ionizada (NH_3) em contato com os corpos hídricos pode apresentar um grau de toxicidade para diversos organismos, afetando o crescimento, ou ainda causando eutrofização. A Resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelece uma concentração máxima para lançamento de $20 \text{ mgN- NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$.

2.4.1 Amonificação

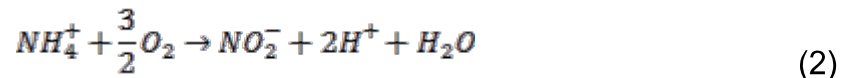
Em águas residuárias, o nitrogênio encontra-se em maior quantidade, na forma amoniacal e orgânica, em menor quantidade, nas formas de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Por meio da hidrólise o nitrogênio orgânico é convertido à amônia, esse processo se dá de forma que o material orgânico seja convertido a partículas pequenas o suficiente para serem absorvidas e consumidas pelas bactérias (METCALF E EDDY, 2016). No processo de amonificação a fração orgânica, formada por, proteínas, aminoácidos e ureia é então hidrolisada e convertida a nitrogênio amoniacal, conforme pode ser observado na Equação 1.



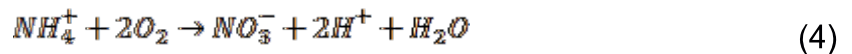
2.4.2 Nitrificação

O ciclo do nitrogênio é controlado por reações bioquímicas, onde as bactérias convertem a matéria orgânica em nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) (Equação 2), que é então oxidado e convertido a nitrito (NO_2^-) e, em seguida, a nitrato (NO_3^-) (Equação 3), este processo o é denominado de nitrificação (METCALF E EDDY, 2016). As

bactérias *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, são responsáveis pela oxidação da amônia e do nitrito, respectivamente.

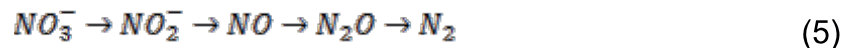


Reação Global (Equação 4):



2.4.3 Desnitrificação

Na desnitrificação o nitrato será convertido a nitrogênio gasoso (N_2) (Equação 5), sobre reações anóxicas produzindo alcalinidade através das bactérias autotróficas ou heterotróficas (METCALF E EDDY, 2016).



Os microrganismos usam o nitrato como acceptor de elétrons e matéria orgânica como fonte de carbono e energia, para reduzir o nitrito e o nitrato a nitrogênio gasoso. A desnitrificação é o processo final do ciclo do nitrogênio.

3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.1 Localização

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), instituição da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), situada geograficamente no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

3.2 Esgoto Doméstico

O esgoto doméstico utilizado na preparação do substrato, foi proveniente do prédio residencial Monte Carlo, localizado na R. Luíza Bezerra Mota, 865-911 - Catolé, Campina Grande - PB, 58410-603, ao lado do terreno pertencente a EXTRABES, por gravidade o esgoto foi conduzido para uma caixa de polietileno, com capacidade para 10 m³, coletado diariamente, através de bomba afogada e aduzido para uma caixa de 500 litros, de polietileno.

3.3 Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado utilizado para a preparação do substrato foi coletado no Aterro Sanitário de cidade de João Pessoa, no qual possui uma área de 100 hectares. Funcionando desde agosto de 2003, foi projetado para ter uma vida útil de 25 anos.

O lixiviado é disposto diariamente em lagoas de estabilização devidamente impermeabilizadas para a acumulação destes líquidos e posteriormente seu tratamento. A coleta do lixiviado utilizado para preparação do substrato ocorreu na primeira lagoa de estabilização do aterro sanitário. Após a coleta, o lixiviado foi armazenado em reservatórios de polietileno e transportado até as dependências da EXTRABES, em seguida foi realizada a caracterização química do mesmo.

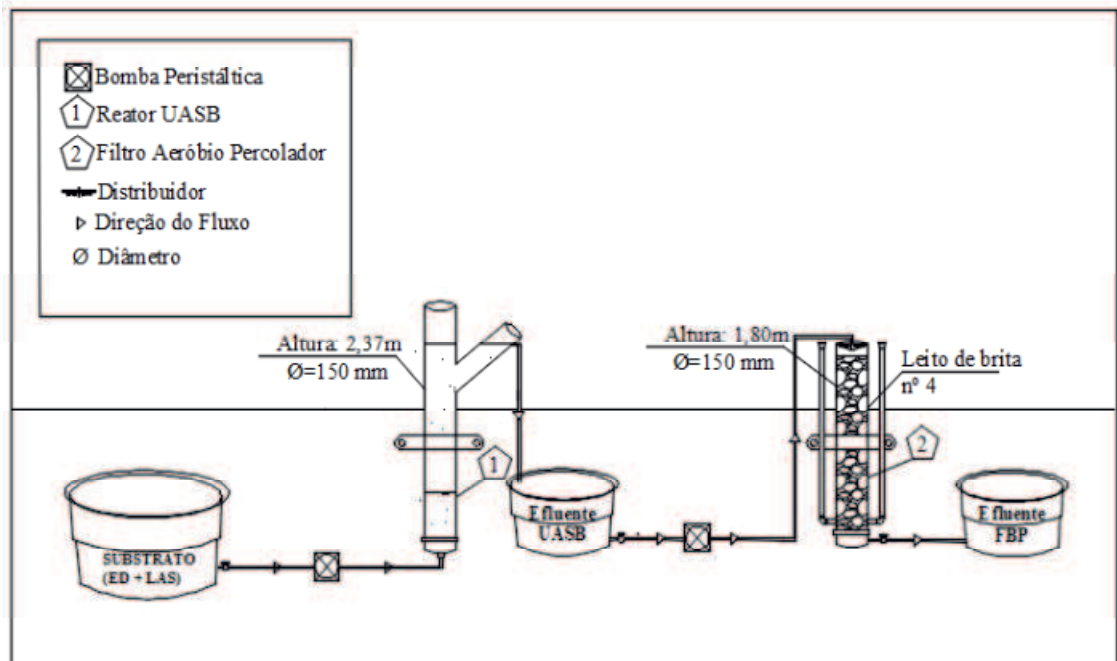
3.4 Substrato

O substrato consistiu da proporção de 97,5% de esgoto doméstico e 2,5% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume), preparado diariamente e submetido à caracterização química com frequência semanal. O substrato (ED+LAS) era preparado, de modo que a concentração média de Nitrogênio Amoniacal atingisse um valor de aproximadamente $150 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$.

3.5 Sistema Experimental

O sistema de tratamento biológico (UASB+FBP) foi construído em escala piloto, com tubos de PVC, instalado na área externa das dependências da EXTRABES e monitorado diariamente, constituído basicamente de reservatórios para armazenamento do substrato; de reator UASB; filtro aeróbio percolador e bombas peristálticas. Na Figura 1 apresenta-se a planta baixa do sistema de tratamento.

Figura 1. Desenho esquemático do sistema experimental de tratamento biológico.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2019).

Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros operacionais do sistema de tratamento biológico constituído de reator UASB seguido de FBP.

Tabela 1. Parâmetros operacionais do UASB e do FBP no tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico.

PARÂMETROS	REATOR UASB	FBP
Vazão Afluente ($L \cdot dia^{-1}$)	180	68
Carga Orgânica Volumétrica ($kgDQO/m^3 \cdot dia$)	3,0	1,4
Carga hidráulica volumétrica ($m^3/m^3 \cdot dia$)	4,3	4,0
Taxa de aplicação superficial ($m^3/m^2 \cdot dia$)	-	3,8
Tempo de Detenção Hidráulica (horas)	6	-

Fonte: Elaborado pelo Autor (2019).

O filtro biológico percolador era alimentado de forma uniforme com o efluente do reator UASB, em fluxo intermitente, com tempo de duração de 04 horas para cada ciclo, totalizando um quantitativo de seis ciclos diários. Na Tabela 2 são apresentados o tempo de alimentação, descarga e repouso aplicados em cada batelada.

Tabela 2. Distribuição temporal dos ciclos aplicados ao filtro aeróbio com leito percolador.

Horário da batelada	Tempo de alimentação (minutos)	Tempo de descarga (minutos)	Tempo de repouso do filtro (horas)
08:00	40	20	3,0
12:00	40	20	3,0
16:00	40	20	3,0
20:00	40	20	3,0
24:00	40	20	3,0
04:00	40	20	3,0

Fonte: Elaborado pelo Autor (2019).

3.6 Monitoramento do Sistema Experimental

O monitoramento do sistema experimental constitui basicamente na coleta de amostras do substrato, efluente UASB e efluente do filtro biológico percolador. As análises foram realizadas em consonância com os métodos preconizados por APHA (2012). Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros monitorados, os procedimentos metodológicos e sua frequência de amostragem.

Tabela 3. Parâmetros, procedimentos metodológicos e frequência de amostragem para o tratamento biológico.

PARÂMETROS	MÉTODOS	FREQUÊNCIA
pH	Potenciométrico	1 x semana
AT (mg CaCO ₃ . L ⁻¹)	Potenciométrico	1 x semana
AGV (mg H-Ac. L ⁻¹)	Potenciométrico	1 x semana
Nitrogênio Amoniacal (mg. L ⁻¹)	Micro Kjeldahl	1 x semana
Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	Colorimétrico	1 x semana
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	Salicilato de Sódio	1 x semana

Fonte: Elaborado pelo Autor (2019).

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os dados obtidos na caracterização química do lixiviado “*in natura*” do aterro sanitário, do esgoto doméstico e do substrato utilizado para alimentação do reator UASB estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Dados advindos da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário, do esgoto doméstico e do substrato utilizado no sistema de tratamento.

PARÂMETROS	LIXIVIADO “IN NATURA”	ESGOTO DOMÉSTICO	SUBSTRATO
pH	8,64	7,1	7,7
AT (mg CaCO ₃ . L ⁻¹)	8150	576	782,4
AGV (mg H-Ac. L ⁻¹)	472,1	200	234,5
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	2730	96	153,8

Fonte: Elaborado pelo Autor (2019).

4.1 Potencial hidrogeniônico

O pH indica a condição ácida ou básica de qualquer substância, sendo um parâmetro de extrema importância nos sistemas de tratamento de águas residuárias. Em sistemas anaeróbios, o pH é um dos fatores fundamentais para o crescimento dos microrganismos, atuando no sentido de eliminar o risco de inibição das *Archaeas metanogênicas* (ARAÚJO, 2019).

A Figura 2 apresenta o comportamento do pH do substrato e das duas unidades operacionais do sistema experimental.

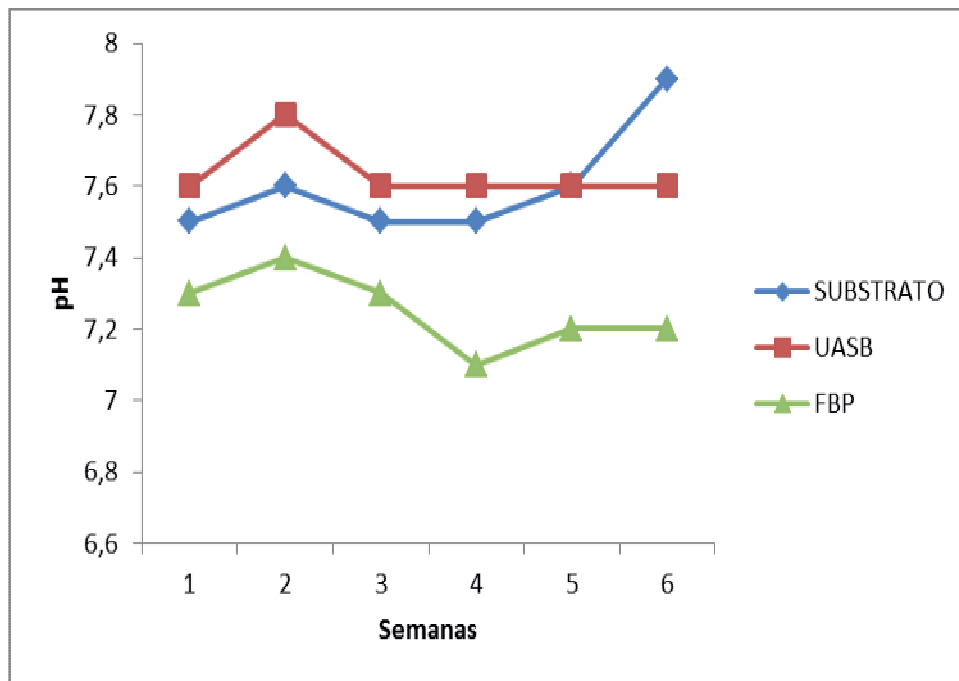
Analisando o comportamento do potencial hidrogeniônico do substrato (Figura 2) observa-se que o mesmo variou de 7,5 a 7,9, ou seja, o pH do substrato afluente encontra-se na faixa recomendada para o bom desempenho dos processos anaeróbios.

Durante a digestão anaeróbia, o pH aumentou variando entre 7,60 e 7,80, essa redução se dá devido a atividade das bactérias metanogênicas, que produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono (CO₂), amônia e bicarbonato (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). De acordo com Chernicharo (2007), para uma condição ótima nos processos de digestão anaeróbia, a faixa de pH deve estar entre 6,6 e 7,4, embora possa-se conseguir estabilidade na formação de metano numa

faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0, como pode ser observado no presente trabalho.

No FBP observa-se uma redução no valor do pH, apresentando variações de 7,20 a 7,40 valores favoráveis ao processo de nitrificação. Durante o processo de nitrificação ocorre um consumo de alcalinidade, que leva há um decréscimo nos valores de pH, havendo então, necessidade de recuperar as condições propícias para o tratamento. O equilíbrio da alcalinidade pode ser obtido a partir da combinação do tratamento aeróbio com o anaeróbio, que proporciona um meio mais alcalino ao sistema.

Figura 2. Comportamento dos valores de pH no sistema experimental.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2019).

4.2 Alcalinidade Total

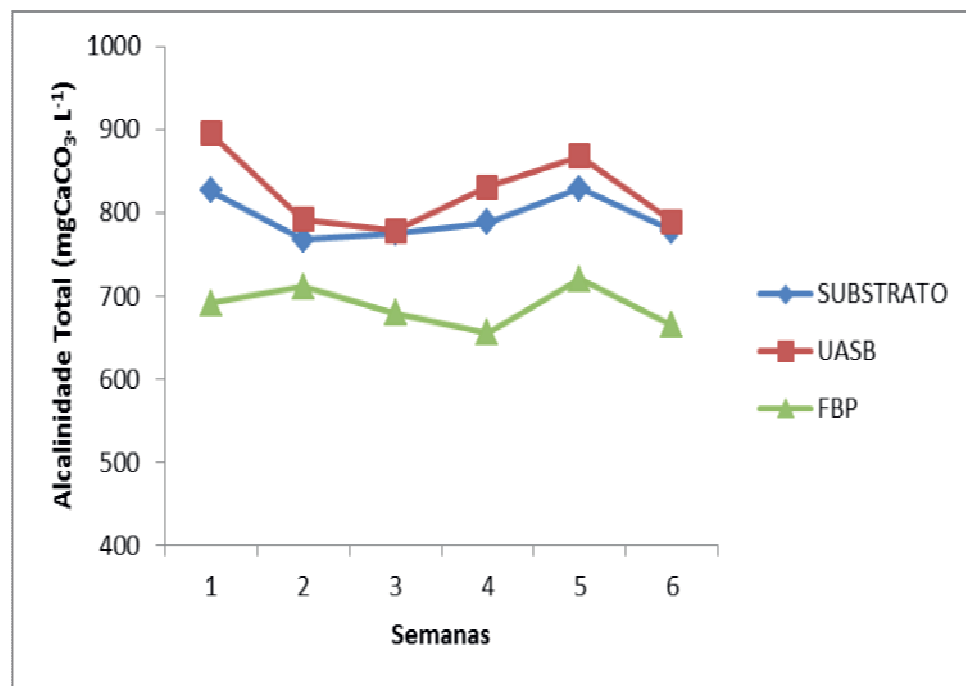
Alcalinidade total resulta da presença de íons bicarbonato (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidroxila (OH^-), cálcio, magnésio, sódio, potássio (METCALF e EDDY, 2016). Nas águas residuárias, a alcalinidade é um parâmetro de monitoramento importante, constituído por espécies químicas que contribuem para o tamponamento dos processos biológicos de tratamento de resíduos, evitando variações bruscas do pH (OLIVEIRA, 2015; MIORIM, 2017).

A Figura 3 representa o comportamento da alcalinidade total do substrato e das duas unidades operacionais do sistema experimental.

A alcalinidade total no substrato afluente apresentou uma concentração média de 783,13 mgCaCO₃. L⁻¹. No efluente do reator UASB observa-se um aumento na concentração de alcalinidade total, apresentando uma concentração média de 811,5 mgCaCO₃. L⁻¹, devido às reações de amonificação e remoção de ácidos graxos voláteis, que ocorrem no sistema (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

Observa-se no FBP que a concentração média de alcalinidade total foi de 685,1 mgCaCO₃. L⁻¹. A redução resulta do processo de nitrificação, onde ocorre a oxidação da amônia a nitrato por meio da liberação de íons H⁺.

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



Fonte: Elaborado pelo Autor (2019).

4.3 Ácidos Graxos Voláteis

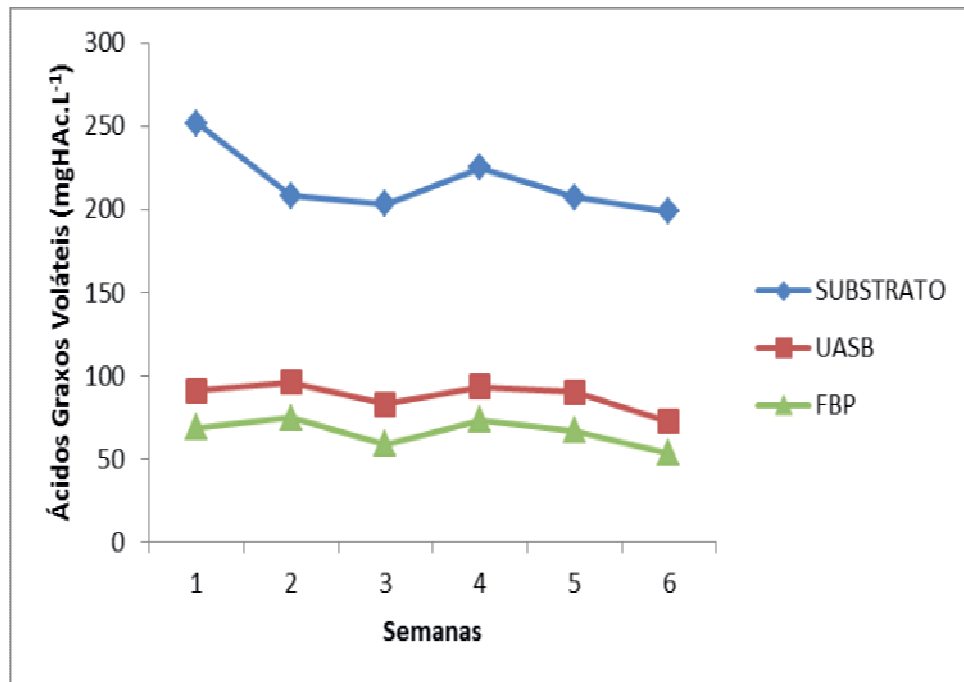
A Figura 4 apresenta o comportamento dos ácidos graxos voláteis presente no substrato e nas duas unidades operacionais do sistema experimental.

A concentração média de AGV do substrato afluente foi de 215,64 mgHAc.L⁻¹. O efluente do reator UASB apresentou uma concentração média de 87,73 mgHAc.L⁻¹, ocorrendo um consumo de 59,32% da concentração AGV afluente. Essa redução nos valores de AGV ocorreu devido à assimilação dos ácidos graxos voláteis e conversão a metano, pelas bactérias metanogênicas (OLIVEIRA, 2015). O sistema indicou uma boa eficiência no processo de digestão anaeróbia, uma vez que o reator

apresentava alta capacidade de transformação do acetato, do gás hidrogênio e do gás carbônico em metano.

O efluente do FBP apresentou redução na concentração de AGV, produzindo um efluente com concentração média de $66,19 \text{ mgHAc.L}^{-1}$, sendo esse consumo associado ao processo de nitratação, o qual necessita de material orgânico para sua realização.

Figura 4. Concentração de AGV no sistema de tratamento.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2019).

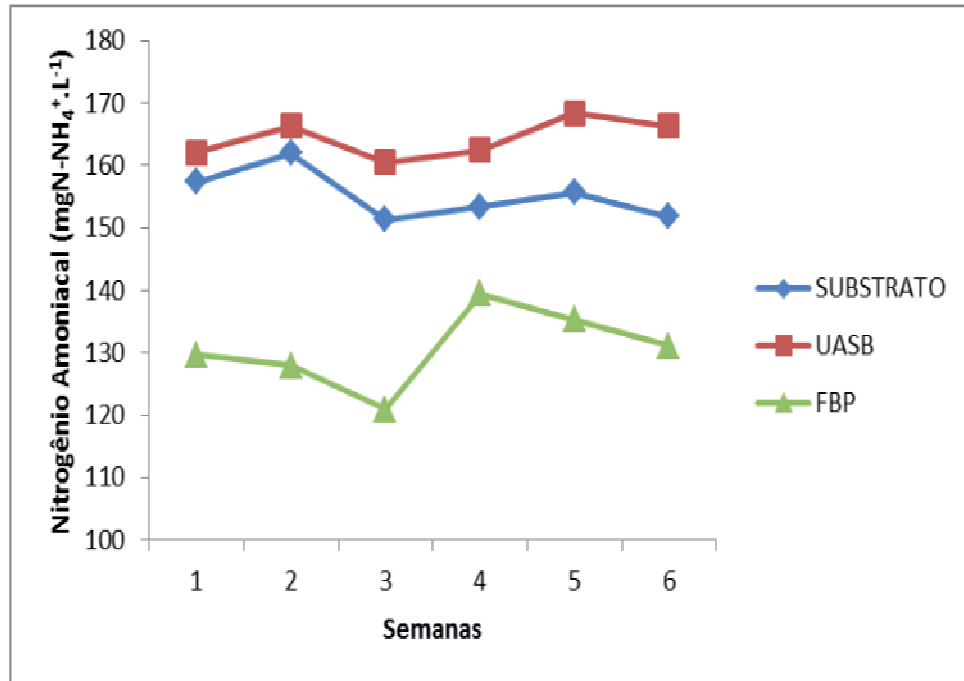
4.5 Nitrogênio Amoniacal

A Figura 5 representa o comportamento de nitrogênio amoniacal do substrato e das duas unidades operacionais do sistema experimental.

A concentração média de nitrogênio amoniacal do substrato é de $154,55 \text{ mg N-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$, observando a Figura 5 é possível constatar que no reator UASB ocorreu um acréscimo na concentração de nitrogênio amoniacal, devido a etapa de amonificação, onde ocorre a conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal, produzindo efluente cuja concentração média corresponde a $164,36 \text{ mg N-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$. No FBP ocorre a oxidação do nitrogênio amoniacal, onde o nitrogênio amoniacal é então convertido 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 15,7 %, produzindo efluente com concentração média de $130,33 \text{ mg}$

$\text{N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, estando em desacordo com os padrões de lançamento da resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que estabelece uma concentração máxima para lançamento de $20 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$.

Figura 5. Concentração de Nitrogênio Amoniacal no substrato e nos sistemas de tratamento.

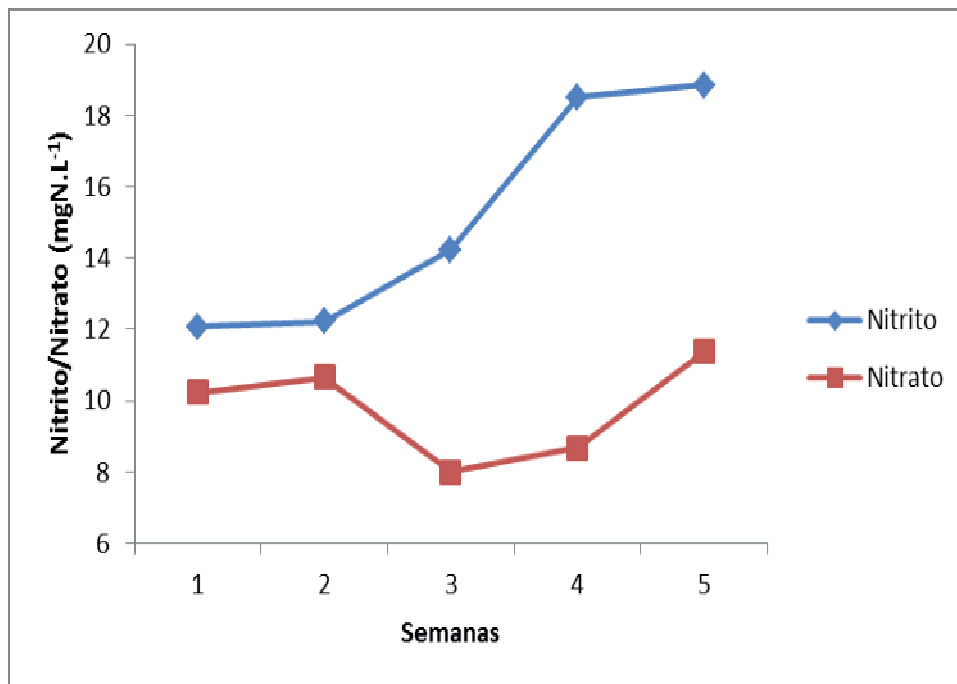


Fonte: Elaborado pelo Autor (2019).

4.6 Nitrito e Nitrato

A Figura 6 apresenta o comportamento do nitrito e nitrato na unidade operacional do FBP.

Observa-se que a concentração média de nitrito (NO_2^-) foi de $14,24 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ e de nitrato (NO_3^-) de $10,24 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ no FBP, respectivamente. Tais valores indicam que o FBP não apresentava condições satisfatórias de conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito e, posteriormente a nitrato. As concentrações de amônia ainda apresentam valores elevados, necessitando de maior quantidade de oxigênio dissolvido para promover o desenvolvimento do biofilme.

Figura 6. Concentração de Nitrito e Nitrato no FBP.

Fonte: Elaborado pelo Autor (2019).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reator UASB apresentou bom desempenho na conversão do nitrogênio orgânico ao nitrogênio amoniacal, no entanto, produziu efluente com elevadas concentrações de cargas poluidoras, necessitando de um pós-tratamento.

O FBP mostrou-se pouco eficiente no processo de nitrificação produzindo um efluente com concentrações de nitrogênio amoniacal de 130,33 mg NH₄⁺.L⁻¹, 14,24 mg de N-NO₂⁻.L⁻¹ e 10,24 mgN-NO₃⁻.L⁻¹. A redução na eficiência talvez esteja associada à baixa concentração de oxigênio dissolvido e também a presença de possíveis substâncias tóxicas presentes no lixiviado.

O sistema mostrou baixa eficiência na remoção de material nitrogenado, os valores apresentados no efluente final do sistema operacional não atendem aos padrões de lançamento em corpos aquáticos, necessitando de otimização no processo de tratamento.

Para futuras pesquisas, ficam como sugestões, analisar proporções maiores de lixiviado de aterro sanitário, monitoramento das espécies microbianas presentes no lodo anaeróbio e como estes microrganismos se comportam mediante a adição de lixiviado de aterro sanitário no processo de tratamento. Introduzir oxigênio no FBP, procurando maior eficiência no processo de nitrificação.

BIOLOGICAL REMOVAL OF NITROGENATED LEACHAGE SANITARY LANDFILL MATERIAL

ABSTRACT

The leachate is one of the main envelopes generated in landfills and has polluting characteristics there is a large amount of ammoniacal nitrogen and the presence of organic matter of recalcitrant nature. Currently, the conjugate treatment of landfill leachate and domestic sewage has emerged as a promising technological alternative. The present work had the objective to improve the performance of the system (UASB + FBP), with emphasis on the removal of Ammoniacal nitrogen. The experimental system consisted of two biological treatment units, one treatment unit of a UASB Reactor (Upflow Anaerobic Reactor) and a second treatment unit of an Aerobic Percolator Filter (FBP). The experimental system was designed, installed and monitored at the Experimental Station of Biological Treatment of Sanitary Sewers (EXTRABES / UEPB). The leachate was collected in the sanitary landfill of the city of João Pessoa (PB) and transported to the EXTRABES laboratory by tank truck. The sewage must be used to prepare the substrate, which must be provided for extraction of the EXTRABES and deposited in a storage tank. The parameters monitored were pH, ammoniacal nitrogen, total alkalinity, VFA, nitrite and nitrate. The biological treatment system (UASB + FBP) started the production of ammoniacal nitrogen of only 15.7%, requiring a greater amount of dissolved oxygen, to promote biofilm and to increase efficiency.

Keywords: Landfill leachate. Conjugated Treatment. Ammoniacal Nitrogen.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20. ed. Washington, D.C.: APHA; AWWA; WPCF, 2012.

ARAÚJO, E. C. O. DE. **Tratamento biológico conjugado de resíduos líquidos com ênfase na remoção de material orgânico e nitrogenado**. 2019. 57 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Resíduos sólidos - classificação - NBR-10004**. Rio de Janeiro, 2004.

ATMACA, E. Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 1, p. 109-114, 2009.

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.

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial**. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP, 2008.

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

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.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S.; **Geração e Características do Lixiviado**. In: GOMES, L. P. (Coord), PROSAB 5, vol 3. – Resíduos Sólidos: Estudo de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, p. 27 – 56, 2009.

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.

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.

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

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

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.

OLIVEIRA, E. G. DE. **Tratamento conjugado anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. 2015. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

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.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMMA, R.; ALLIA, K. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. **Desalination**, v. 220, n. 1-3, p. 108-114, 2008.

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

SÍR, M.; PODHOLA, M.; PATOCKA, T.; HONZAJKOVÁ, Z.; KOCUREK, P.; KUBAL, M.; KURAS, M. The effect of humic acids on the reverse osmosis treatment of hazardous landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. v. 207–208, p. 86–90, 2012.

TURETTA, Ludimila. **Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados**. 2011. 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.

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