

AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO E AERÓBIO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO MAIS ESGOTO DOMÉSTICO

Gabriely Dias Dantas¹
Evelyne Morgana Ferreira Costa²
Valderi Duarte Leite³
Andreia Freitas Silva⁴
Jéssica Araújo Leite Martildes⁵

RESUMO

A disposição inadequada de lixiviado de aterro sanitário pode gerar impactos ambientais negativos, de modo a comprometer a qualidade dos recursos ambientais, devido à sua elevada concentração de nitrogênio amoniacal, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, compostos recalcitrantes e significativas concentrações de metais pesados. O tratamento biológico conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico têm se mostrado como alternativa bastante promissora para solucionar este problema. Sendo assim, este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico em um sistema constituído de reator UASB seguido de filtro biológico percolador, em escala piloto. Para a realização do trabalho foi utilizado o lixiviado gerado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa, e esgoto doméstico. A monitoração do sistema experimental foi realizada na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, Brasil. O substrato utilizado para alimentação dos reatores foi preparado diariamente e consistiu da mistura de esgoto doméstico mais lixiviado de aterro sanitário. Os parâmetros monitorados semanalmente foram: pH, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, alcalinidade total, AGV e DQO total e filtrada. O sistema de tratamento biológico (UASB+FBP) propiciou uma eficiência de remoção de DQO total de 59,9 % e remoção de DQO filtrada de 44,1 %.

Palavras-chave: Lixiviado de aterro sanitário, esgoto doméstico, tratamento biológico, resíduos sólidos urbanos.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o Brasil vem experimentando um aumento do contingente populacional e isso tem repercutido diretamente na geração de Resíduos Sólidos Urbanos

¹ Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, gabrielydias4@gmail.com;

² Graduanda do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, evelyne.fcosta@gmail.com;

³ Professor orientador: Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo – USP, mangabeiraleite@gmail.com;

⁴ Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, andreaifreitasilva@gmail.com;

⁵ Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, jessmartildes@gmail.com;

(RSU). A concentração da população em áreas urbanas resulta em ampliação na utilização dos recursos ambientais, cuja depleção ocorre tanto pela utilização para a produção e consumo, como pelos danos decorrentes do retorno dos resíduos à natureza, após sua utilização pelo homem (GODECKE et al., 2012).

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), a geração total de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil no ano de 2017 foi de aproximadamente 78,4 milhões de toneladas. Apenas 71,6 milhões de toneladas foram devidamente coletadas, registrando um índice de cobertura de coleta de 91,2% para o país, o que evidencia que 6,9 milhões de toneladas de resíduos não foram objeto de coleta. Cerca de 42,3 milhões de toneladas de RSU, ou 59,1% do coletado, foram dispostos em aterros sanitários (ABRELPE, 2017).

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) necessitam de destinação e tratamento adequado. Como opção técnica mais adequada para a destinação final dos RSU é sugerido o aterro sanitário. De acordo com Sá et al. (2012) cerca de 55% do peso dos resíduos sólidos urbanos é constituído de matéria orgânica putrescível. Como produto da degradação dessa fração é gerado o lixiviado de aterro sanitário, que é um resíduo líquido que apresenta coloração escura, alta concentração de matéria orgânica recalcitrante, de composição bastante variada, o que torna necessário serem estudadas técnicas alternativas que possam ser aplicadas no tratamento desse efluente.

O gerenciamento inadequado do lixiviado gerado em aterro sanitário pode causar impactos ambientais negativos, de forma a comprometer a disponibilidade e qualidade dos recursos naturais, devido a sua composição química complexa e seu elevado potencial poluidor. A disposição de forma inadequada desses resíduos apresenta uma ameaça à saúde pública e ao meio ambiente, e por isso, torna-se tão importante a realização do gerenciamento correto desses resíduos (DIAS, 2017).

O tratamento biológico combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico pode se constituir em uma alternativa bastante viável para o tratamento do efluente de aterros e vem sendo cada vez mais utilizado na resolução desse problema. De acordo com Couto et al. (2013), a escolha do tratamento aplicado ao lixiviado de aterro sanitário requer estudos minuciosos sobre sua viabilidade técnica e econômica. Para a realização desse tratamento são necessários: a viabilidade do transporte do lixiviado até a estação de tratamento de esgoto; 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).

A presente proposta é uma contribuição bastante relevante no campo de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. O estudo se faz bastante oportuno e tem como objetivo colaborar para a discussão sobre as pesquisas desenvolvidas, procurando compreender quais as necessidades, as mudanças e parâmetros que orientam o trabalho. O desenvolvimento desta pesquisa poderá contribuir na compreensão e solução do problema associado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário, devido às dificuldades e à sua complexidade.

Diante deste quadro, este trabalho tem como objetivo principal desenvolver uma alternativa que possibilite o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Para tanto, será avaliado a eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico através de processos anaeróbio e aeróbio, em um sistema constituído de reator UASB e filtro biológico percolador, de modo que, possam ser fornecidas informações sobre as possíveis interferências no processo de tratamento, assim como, esclarecimentos sobre as condições e parâmetros ideais no tratamento.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES), situada no município de Campina Grande, da Região Nordeste do Brasil, de clima tipicamente tropical, localizado a 120 km da capital João Pessoa, no Estado da Paraíba.

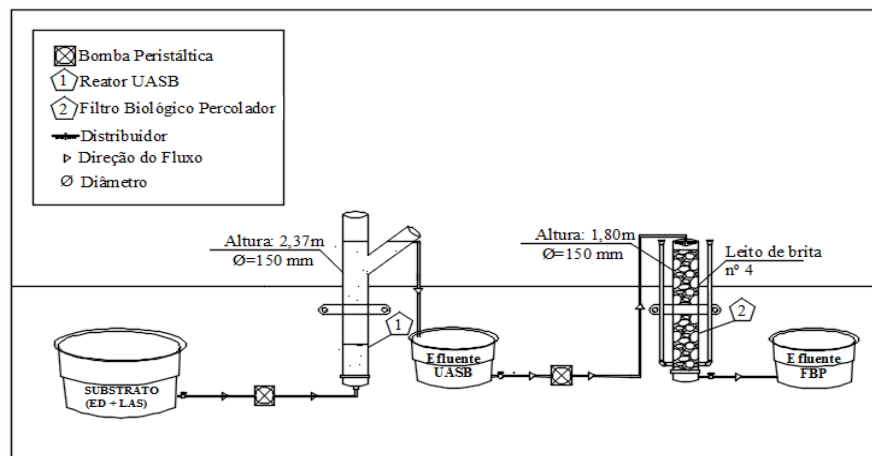
O lixiviado utilizado para a preparação do substrato que alimentou o sistema de tratamento biológico foi originado no Aterro Sanitário da cidade de João Pessoa, que possui uma área de 100 hectares e funciona desde agosto de 2003, sendo construído para ter uma vida útil de 25 anos (JOÃO PESSOA, 2014).

O substrato consistiu da mistura de 97,5 % de esgoto doméstico mais 2,5% de lixiviado de aterro sanitário (%v/v), de modo que se atingisse uma concentração média de nitrogênio amoniacal de 150 mg/L e 700 mg/L de DQO, sendo preparado diariamente e submetido à caracterização físico-química com frequência semanal. O esgoto doméstico utilizado para a preparação do substrato, foi proveniente de prédio residencial, localizado à 50 metros de distância das instalações físicas da EXTRABES.

O sistema de tratamento biológico combinado (anaeróbio/aeróbio) constituiu-se de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) e filtro biológico percolador

(FBP). O sistema foi monitorado diariamente e consistiu de reatores em escala piloto, feito com tubos de PVC e instalado na área externa do laboratório. O substrato foi armazenado em caixa de polietileno e foram utilizados dois reservatórios para armazenamento dos efluentes do reator UASB e do FBP, segundo apresentado no desenho esquemático da Figura 2.

Figura 2 - Desenho esquemático do sistema experimental de tratamento biológico.



Fonte: Autor (2019)

O filtro biológico percolador foi alimentado em fluxo intermitente, com tempo de duração de cada ciclo correspondente a 04 horas, totalizando um quantitativo de seis ciclos diários. As características técnicas e dimensões de cada unidade integrante do sistema combinado (UASB/FBP) estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1- Dados técnicos do sistema experimental

DADOS	REATOR UASB	FBP
Diâmetro do reator (m)	0,150	0,150
Altura (m)	2,37	1,80
Volume total do reator (L)	42	35
Espaço de vazios (%)	-	47

Para este estudo, foram realizadas coletas das amostras afluentes e efluentes de cada reator e submetidas à caracterização química, a fim de se determinar o acréscimo de cargas orgânicas e de nutrientes, assim como, compreender quais seriam as mudanças nos parâmetros físico-químicos.

O monitoramento do sistema experimental foi realizado através de coleta de amostras do lixiviado, substrato, efluente UASB e efluente do filtro biológico percolador. As análises foram realizadas em consonância com os métodos preconizados por APHA (2012). Na Tabela

2 são apresentados os parâmetros monitorados e os procedimentos metodológicos, com suas respectivas referências.

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

PARÂMETROS	MÉTODOS	REFERÊNCIAS
pH	Potenciométrico	APHA 4500 H ⁺ B
Alcalinidade Total (gCaCO ₃ /L)	Potenciométrico	APHA 2320 B
AGV (gH _{Ac} /L)	Potenciométrico	APHA 2310 B
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Titrimétrico	APHA 4500-NH ₃ B/C
DQO total (mgO ₂ /L)	Titulométrico	APHA 5220 C
DQO filtrada (mgO ₂ /L)	Titulométrico	APHA 5220 C
Nitrito (mg/L)	Colorimétrico	APHA 2500 NO ₂ ⁻ B
Nitrato (mg/L)	Colorimétrico	APHA 4500-NO ₃ ⁻ B

DESENVOLVIMENTO

- Lixiviado de Aterro Sanitário

No Brasil, um dos métodos mais empregados na disposição dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é o aterro sanitário, principalmente devido às suas vantagens quanto ao baixo custo e simplicidade. Entretanto, um dos problemas gerados pelos aterros é a produção de lixiviado, o que ocasiona um aumento no custo de disposição dos detritos (SILVA et al., 2016).

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

O lixiviado de aterro sanitário apresenta, geralmente, elevadas concentrações de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), nitrogênio amoniacal, toxicidade e compostos recalcitrantes, dificultando o tratamento via processos biológicos, principalmente os provenientes de aterros que apresentam idade elevada (AMOR et al., 2015; ZHANG et al., 2017).

- Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico

O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico é uma alternativa que vem se desenvolvendo e está sendo cada vez mais aplicada para o tratamento simultâneo de efluentes distintos. Esta combinação possibilita uma redução significativa na carga orgânica aplicada no sistema de tratamento e também possibilita o regulamento do requerimento nutricional dos sistemas biológicos.

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

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

- Nitrificação

Com o intuito de promover um equilíbrio entre as vantagens e desvantagens dos sistemas de tratamento anaeróbio e aeróbio, estudos recentes demonstram que há viabilidade na combinação destes processos, em especial com uma primeira etapa anaeróbia seguida de um pós-tratamento aeróbio.

A utilização de filtros biológicos aeróbios no tratamento de lixiviado de aterro sanitário tem sido bastante empregada e tem apresentado bons resultados, especialmente no que se refere ao processo de nitrificação. Vale ressaltar que, os filtros aeróbios apresentam vantagens que os tornam viáveis quanto a sua empregabilidade, tais como: instalação barata, elevada tolerância às variações de carga orgânica e hidráulica e pouca necessidade de manutenção (COUTO et al., 2013).

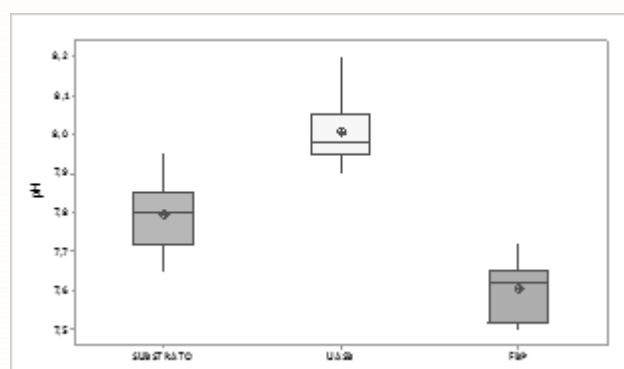
A nitrificação ocorre em duas etapas sequenciais: a nitritação, com oxidação da amônia a nitrito pela ação das bactérias oxidadoras de amônia (BOA), e a nitratação, com a oxidação do nitrito a nitrato, pela ação de bactérias oxidadoras de nitrito (BON). Durante a reação de nitrificação observa-se a produção de íons de hidrogênio (H^+), o que provoca o consumo de alcalinidade e torna esse parâmetro bastante importante durante o monitoramento do sistema experimental (COURTENS et al., 2014).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos sistemas de tratamento biológico de resíduos líquidos, o pH é um parâmetro bastante importante e expressa a intensidade da condição ácida ou básica do meio. Analisando o comportamento do parâmetro pH (Figura 3), no substrato, observou-se que este variou de 7,65 a 7,95 . Durante a digestão anaeróbia, ocorrida no reator UASB, o pH atingiu valor médio correspondente a 8. Esse aumento do pH ocorreu devido a produção de alcalinidade pelas bactérias metanogênicas na forma de amônia, dióxido de carbono e bicarbonato (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; METCALF e EDDY, 2016).

Segundo Metcalf e Eddy (2016), a faixa de pH onde ocorre o processo de nitrificação é de 7,5 a 8,6, e valores fora desse intervalo podem inibir o processo. No FBP o valor médio de pH é de 7,6 (Figura 3), indicando condições favoráveis ao processo de nitrificação.

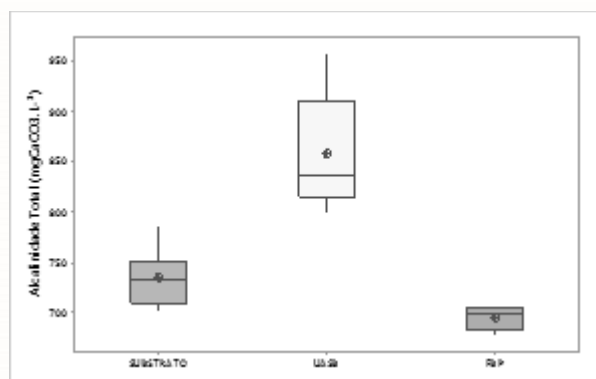
Figura 3 - Comportamento dos valores de pH no substrato, efluente UASB e efluente FBP



A alcalinidade é um parâmetro de monitoramento de extrema importância nos sistemas de tratamento biológico e é constituída por espécies químicas que poderão contribuir para o tamponamento dos processos biológicos de tratamento de resíduos, evitando variações bruscas do pH, que poderiam ter efeito inibidor aos microrganismos responsáveis pela realização do processo de nitrificação (OLIVEIRA,2015; MIORIM, 2017).

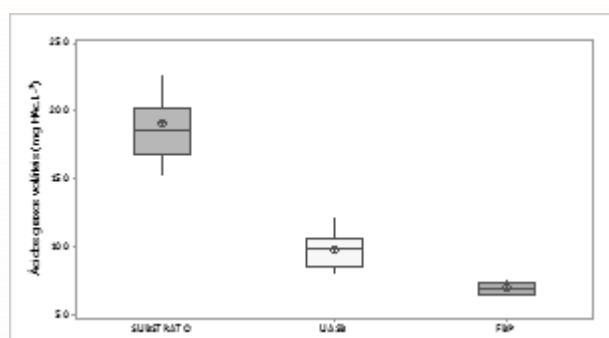
Na Figura 4, são apresentadas as concentrações da alcalinidade total do substrato afluente e dos efluentes do reator UASB e filtro biológico percolador (FBP). No substrato afluente, a concentração média de alcalinidade total foi de 735,3 mgCaCO₃.L⁻¹. No reator UASB houve um aumento da concentração de alcalinidade total, conferindo capacidade de tamponamento e alcançando uma concentração média de 858,3 mgCaCO₃.L⁻¹. Este acréscimo está diretamente relacionado às reações de amonificação e remoção de ácidos graxos voláteis (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994). No FBP observa-se redução da alcalinidade total devido a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito. O consumo médio de alcalinidade total no FBP foi de 163 mgCaCO₃.L⁻¹, apresentando efluente com concentração média de 695,3 mgCaCO₃.L⁻¹.

Figura 4 - Concentração de alcalinidade total no substrato, efluente UASB e efluente FBP.



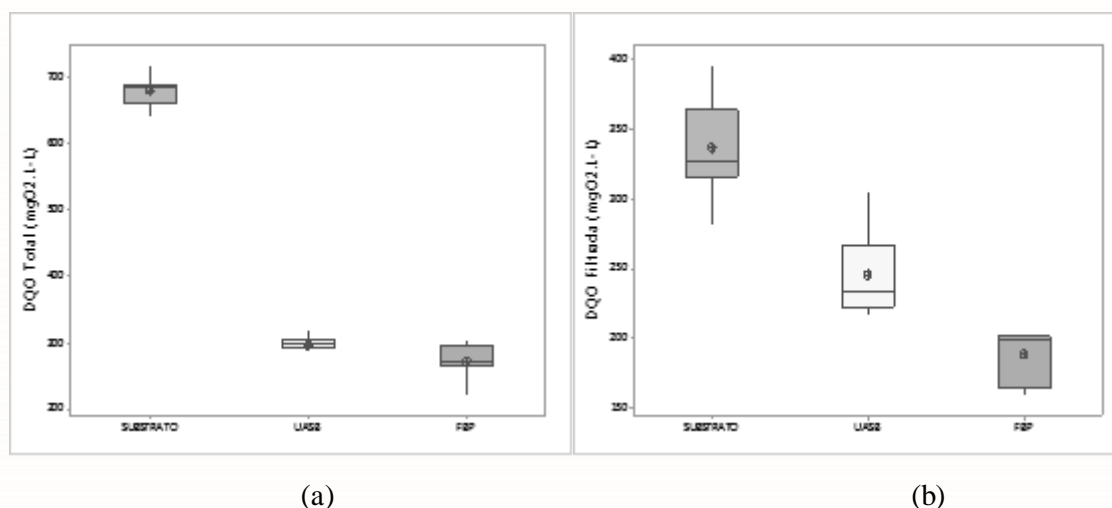
Os dados da concentração média de ácidos graxos voláteis (AGV) do substrato afluente, dos efluentes do reator UASB e do FBP estão apresentados na Figura 5. A concentração média de AGV do substrato afluente foi de 191 mgHAc.L⁻¹, e os efluentes do reator UASB e do FBP mantiveram-se com concentrações médias de 97 e 69 mgHAc.L⁻¹, respectivamente. O sistema apresentou eficiência de remoção de AGV de 63,9 %. Este decréscimo nos valores de AGV ocorre devido à assimilação dos ácidos graxos voláteis e conversão a metano, pelas arqueas metanogênicas (OLIVEIRA, 2015).

Figura 5 - Concentração de AGV no substrato, efluente UASB e efluente FBP.



Conforme apresentado na Figura 6 (a), a concentração média de DQO total do substrato afluente foi de 679 mg.L⁻¹. No reator UASB foi possível obter eficiência de remoção de 56,4 %, com concentração média de 296 mg.L⁻¹. O sistema (UASB+FBP) apresentou eficiência de remoção de DQO total de 59,9%. Miorim (2017) analisou o desempenho de reator UASB no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico (3% de LAS) e obteve resultados semelhantes, alcançando uma eficiência de 54,7% na remoção de DQO total.

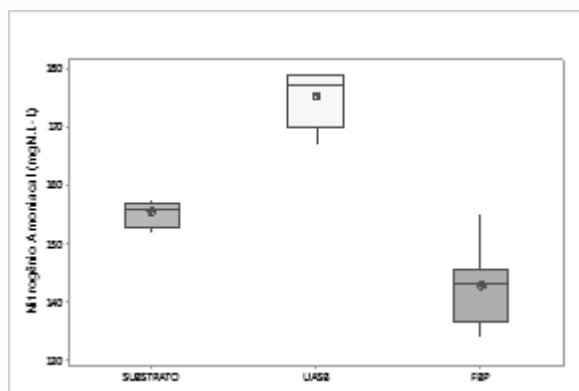
Figura 6 - Concentração de DQO Total e DQO filtrada no substrato, efluente UASB e efluente FBP.



Na Figura 6 (b) estão apresentados os dados da DQO filtrada do substrato afluente e dos efluentes do reator UASB e do FBP. Observa-se que o substrato afluente apresentou concentração média de DQO filtrada de 336,4 mgO₂.L⁻¹. O efluente do reator UASB apresentou concentração média de 245,6 mgO₂.L⁻¹, ocorrendo a remoção de 26,9 % da DQO afluente. O efluente final, após FBP apresentou concentrações em torno de 188 mgO₂.L⁻¹, alcançando uma remoção de 44,1 %.

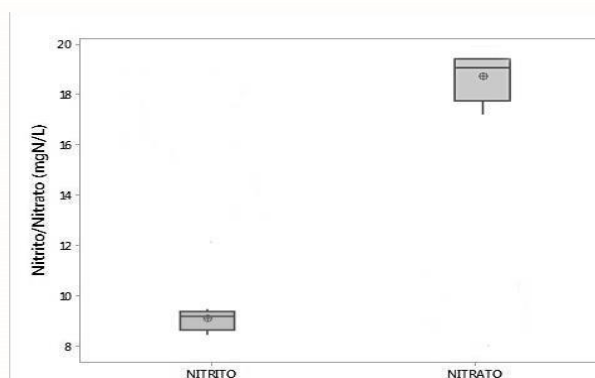
De acordo com a Figura 7, a concentração média de nitrogênio amoniacal do substrato afluente foi de 155,5 mg N-NH₄⁺.L⁻¹. O reator UASB apresentou aumento na concentração de nitrogênio amoniacal, devido a etapa de amonificação, produzindo efluente cuja concentração corresponde a 175,3 mg N-NH₄⁺.L⁻¹. No 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 10,71 %, produzindo efluente com concentração de 142,8 mg N-NH₄⁺.L⁻¹.

Figura 7 - Concentração de Nitrogênio Amoniacal no substrato, efluente UASB e efluente FBP.



Os dados referentes ao processo de nitrificação no filtro biológico percolador são apresentados na Figura 8. Observa-se que a concentração média de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) foram de $9,88 \text{ mg.L}^{-1}$ e $18,23 \text{ mg.L}^{-1}$, 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 apresentaram valores elevados, necessitando de maior tempo de operação para avaliação, visto que o FBP foi operado por curto período.

Figura 8 - Concentração de Nitrito/Nitrato no efluente do filtro biológico percolador.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reator UASB apresentou bom desempenho na remoção de material carbonáceo, propiciando eficiências de 56,4% de DQO total e 26,9% de DQO filtrada, no entanto, produziu efluente com elevadas concentrações de cargas poluidoras, necessitando de um pós-

tratamento. O sistema (UASB+FBP) se mostrou eficiente na remoção de material carbonáceo, removendo 44,1% de DQO filtrada e 59,9% de DQO total.

O sistema se mostrou eficiente na remoção de material carbonáceo, no entanto, as concentrações dos parâmetros analisados encontram-se com valores que não atendem aos padrões de lançamento em corpos aquáticos, necessitando de otimização no processo de tratamento.

O filtro biológico percolador apresenta-se como uma boa alternativa quanto ao processo de nitrificação, devido o seu baixo custo e viabilidade, no entanto, necessita de maior tempo de operação para a obtenção de dados mais confiáveis, visto que as concentrações de amônia apresentaram valores elevados.

Para futuras pesquisas ficam como sugestões analisar proporções maiores de lixiviado de aterro sanitário, monitoramento das espécies microbianas presentes no lodo anaeróbico e como estes microrganismos se comportam mediante a adição de lixiviado de aterro sanitário no processo de tratamento.

REFERÊNCIAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil – 2017. São Paulo: ABRELPE, 2017.

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.

AMOR, C.; TORRES-SOCÍAS, E.; PERES, J.A.; MALDONADO, M.I.; OLLER, I.; MALATO, S.; LUCAS, M.S. Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 286. p. 261-268, 2015.

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

COURTENS, E. N. P.; BOON, N.; DE SCHRYVER, P.; VLAEMINCK, S. E. Increased salinity improves the thermotolerance of mesophilic nitrification. *Environmental Biotechnology*, v. 98, p. 4691-4699, 2014.

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.

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

GODECKE, M. V.; NAIME, R.H.; FIGUEIREDO, J. A. S.; O consumismo e a Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil. *Revista Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v(8), nº 8, p. 1700-1712, 2012.

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

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

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

METCALF e EDDY. Inc. *Wastewater Engineering treatment disposal and reuse*. 4 ed., New York, McGraw – Hill Book, 1815p. 2016.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. *Revista Ambiente & Água, Taubaté*, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.815>.

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

SILVA, 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.

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

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