

Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio

Treatment conjugate of landfill leachate and domestic wastewater by anaerobic process followed by aerobic

- **Data de entrada:**
29/01/2014
- **Data de aprovação:**
14/11/2014

Risoneide Borges da Silva | Valderi Duarte Leite

DOI:10.4322/dae.2014.143

Resumo:

O objetivo desta pesquisa foi investigar o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador. O sistema adotado visou a tratar lixiviado de aterro sanitário combinando-o com esgoto doméstico, proporcionando condições de tratamento favoráveis para obter um efluente que atenda aos padrões de descarte em corpos receptores. O sistema experimental era constituído de um reator UASB seguido de um filtro aeróbio percolador e demais dispositivos complementares. Os reatores eram alimentados com substrato constituído por 99% de esgoto doméstico mais 1% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume) e o processo de monitoramento foi realizado em duas diferentes etapas. Na etapa 1, as eficiências médias de remoção de DBO5 do reator UASB, filtro aeróbio e sistema foram, respectivamente, 48%, 34% e 60% e, na etapa 2, 63%, 36% e 76%, sendo DQO total de 60%, 60% e 85% (etapa 1) e 70%, 62% e 89% (etapa 2).

Palavras-chave: Lixiviado de aterro sanitário. Reator UASB. Filtro aeróbio percolador.

Abstract:

The objective of this research was to investigate the treatment process combined landfill leachate and domestic sewage in UASB reactor followed by aerobic trickling filter. The system adopted aimed to treat landfill leachate combining it with sewage, providing conditions favorable treatment to obtain an effluent that meets the standards for discharge into receiving bodies. The experimental system consisted of a UASB reactor followed by an aerobic trickling filter and additional devices. The reactors were fed with substrate consisting of 99% of domestic sewage plus 1% of landfill leachate (volume percent) and the monitoring process was carried out in two different steps. In step 1, the average removal efficiencies of BOD5 of the UASB reactor, aerobic filter and the system was respectively 48%, 34% and 60% and in the second stage 63%, 36% and 76%. And COD Total 60%, 60% and 85% (step 1), and 70%, 62% and 89% (step 2).

Keywords: Sanitary landfill leachate. UASB reactor. Aerobic trickling filter.

Risoneide Borges da Silva

Licenciada em Química e mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Valderi Duarte Leite

Engenheiro químico e mestre em Engenharia Civil com concentração em saneamento ambiental pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Professor da UEPB.

Endereço para correspondência:

Rua S. R. Fundo S/N, S. S. de Lagoa de Roça
CEP 58119-000 Paraíba – Brasil
Telefone: (83) 9988-0355
E-mail: risobrgsqui@hotmail.com

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a quantidade, o volume e a composição dos resíduos sólidos urbanos têm alterado bastante; isso se deve, principalmente, ao aumento populacional, às mudanças nos estilos de vida das pessoas e ao desenvolvimento e consumo de produtos que são menos biodegradáveis (ASASE et al., 2009).

Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) de 2008, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010 a), no Brasil são coletadas diariamente cerca de 260 mil toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs), sendo que 50,8% têm como destinação lixões, 22,5%, aterros controlados e 27,7%, aterros sanitários.

No Brasil, atualmente ainda é muito utilizado o aterro sanitário para destinação final dos resíduos sólidos, causando grandes impactos ambientais, desde a sua construção até sua operação e após seu encerramento (SANTOS; JORDÃO, 2012).

A utilização de aterros sanitários gera ampla discussão acerca dos subprodutos gerados: lixiviado e biogás. Segundo Oman e Junestedt (2008), o lixiviado contém compostos de natureza orgânica e nitrogenada, dos quais muitos podem causar problemas à saúde pública e ao meio ambiente se lançados sem tratamento na natureza. Para Renou et al. (2008), para satisfazer as condições de lançamento do lixiviado nos corpos receptores, se faz necessário tratamento adequado, que pode ser físico, químico ou biológico, bem como a combinações de todos.

Os principais processos de tratamento biológico podem ser compostos de processo aeróbio, como lodo ativado e filtros aeróbios, e processo anaeróbio, como reator anaeróbio de fluxo ascendente (reator UASB) e filtros anaeróbios (BOHDZIEWICZ; KWARCIAK, 2008).

O sistema de tratamento anaeróbio é um processo de degradação microbiológica de multietapa,

compreendendo a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (NGES; LIU, 2009). Nesse processo, a matéria orgânica é convertida em uma forma mais oxidada (CO₂) e em uma forma mais reduzida (CH₄). Isso ocorre devido à interação de diferentes tipos de microrganismo.

O tratamento aeróbio utiliza oxigênio para converter a matéria orgânica em produtos inertes (CO₂), transformando cerca de 40% a 50% da matéria orgânica que alimenta o sistema.

Segundo Renou et al. (2008), há poucos anos, o tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico em estações de tratamento de esgoto era uma solução comum para o tratamento de lixiviados, haja vista a fácil manutenção e os baixos custos operacionais.

Portanto, o objetivo principal deste trabalho é analisar o desempenho do processo de tratamento biológico anaeróbio seguido de aeróbio de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em duas diferentes situações operacionais.

MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas do Laboratório da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (Extrabes) da Universidade Estadual da Paraíba, localizada na cidade de Campina Grande-PB.

O substrato consistiu da mistura de 99% de esgoto doméstico mais 1% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume), tendo sido preparado diariamente e submetido à caracterização química com frequência semanal.

O esgoto doméstico utilizado na sua preparação foi coletado do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande – PB, tomado de um de seus interceptores (interceptor Leste), que passa dentro das dependências da Extrabes.

O lixiviado utilizado para preparação do substrato foi coletado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa-PB, o qual recebe os resíduos do Consórcio de Desenvolvimento Intermunicipal da Região Metropolitana, constituído pelas cidades de Santa Rita, Bayeux, Cabedelo, Lucena, Conde, Cruz do Espírito Santo e João Pessoa.

O sistema experimental foi projetado em escala piloto, sendo constituído de um reservatório de polietileno de 250 litros para armazenamento do substrato, um reator UASB, um filtro aeróbio de leito percolador, uma bomba peristáltica e demais dispositivos complementares. O meio de suporte utilizado para recheio do filtro aeróbio percolador foi brita número 19 com volume de vazios de 47%. Na Figura 1, apresenta-se o desenho esquemático do sistema experimental e, na Tabela 1, são apresentados os dados dos parâmetros físicos dos reatores.

O monitoramento do sistema experimental foi realizado durante o período de outubro de 2012 a julho de 2013. A operação foi dividida em duas diferentes etapas, a fim de avaliar a carga orgânica e a carga superficial aplicadas ao reator UASB

Tabela 1 - Parâmetros físicos e operacionais dos reatores.

Característica	Reator UASB	Filtro aeróbio
Forma de operação	Fluxo contínuo	Bateada
Altura (m)	2,37	2
Diâmetro (mm)	150	150
Volume (m³)	0,045	0,035
Substrato utilizado	Esgoto doméstico (99%) mais lixiviado de aterro sanitário (1%)	

e ao filtro aeróbio com leito percolador, respectivamente, nas duas etapas. Para iniciar o monitoramento do experimento, foi adotada a Carga Orgânica Volumétrica (COV) de 1 kgDBO5/m³.dia para a primeira etapa e 1,5 kgDBO5/m³.dia para a segunda para o reator UASB.

Na Tabela 2, estão apresentados os parâmetros operacionais aplicados aos reatores nas duas etapas de monitoramento.

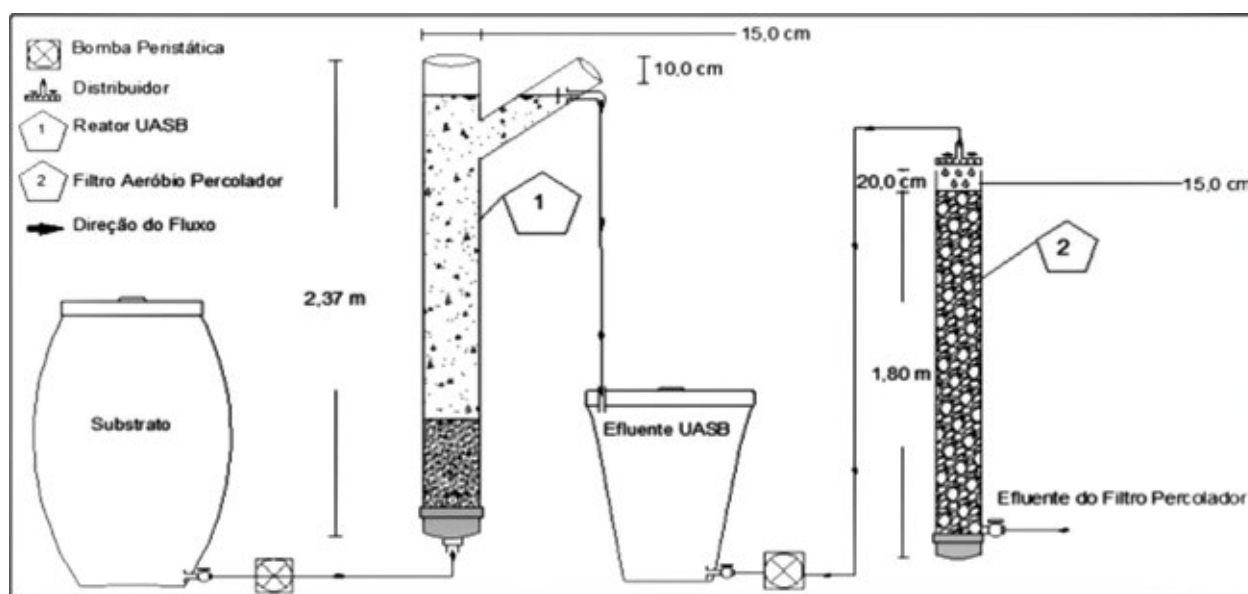


Figura 1 - Desenho esquemático do sistema experimental.

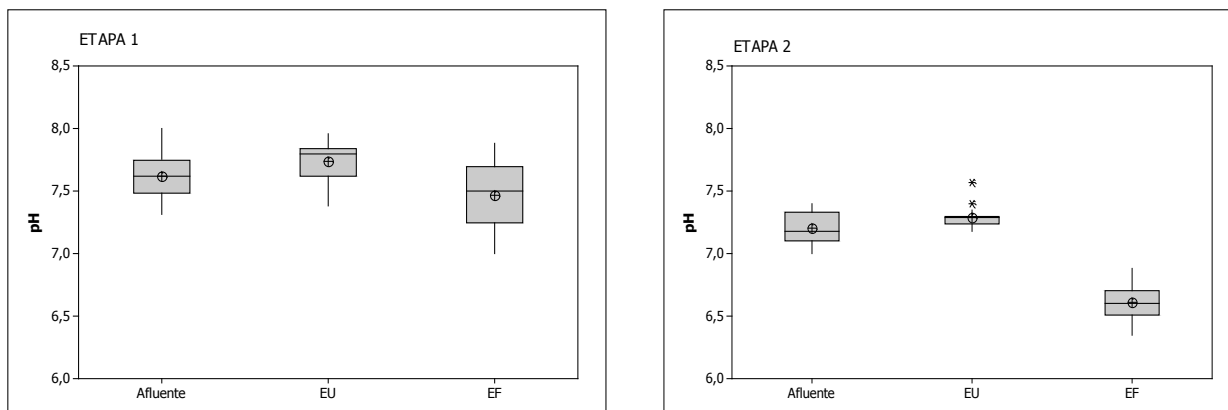
Tabela 2 - Características operacionais dos reatores nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Característica	Reator UASB		Filtro aeróbio	
	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
Vazão afluente (L.dia-1)	143	227	42	84
Carga orgânica volumétrica (kgDBO5/m ³ .dia)	1,0	1,5	0,4	0,6
Carga hidráulica volumétrica (m ³ /m ³ .dia)	3,17	5,0	3	6,0
Taxa de aplicação superficial (m ³ /m ² .dia)	---	---	2,39	4,7
Tempo de detenção hidráulica (horas)	7,5	5,0	---	---
Tempo de enchimento	---	---	30 minutos	20 minutos
Tempo de reação	---	---	6,0 horas	20 minutos
Tempo de esvaziamento	---	---	30 minutos	20 minutos
Tempo de repouso	---	---	1,0 hora	3,3 horas

As amostras do resíduo líquido do afluente e efluente dos reatores foram coletadas e analisadas semanalmente com métodos preconizados pela American Public Health Association (APHA, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O comportamento das variações temporais do pH dos resíduos líquidos afluentes e efluentes ao longo do período de monitoramento do reator UASB e do filtro aeróbio de leito percolador, nas duas diferentes etapas do trabalho, é apresentado na Figura 2.

**Figura 2** - Comportamento da variação temporal do pH dos resíduos líquidos nos processos anaeróbio e aeróbio.

Analisando as magnitudes pontuais do pH do resíduo líquido (afluente) alimentado no reator UASB na primeira etapa, pode ser constatado que a variação foi de 7,3 a 8,0, com magnitude média de 7,5; na segunda etapa, a variação foi de 7,0 a 7,4, com magnitude média de 7,3. A variação da magnitude do pH no afluente pode estar associada prioritariamente ao lixiviado de aterro sanitário, devido ao fato de ele ter sido coletado no aterro sanitário com frequência mensal e armazenado por esse mesmo período, o que propiciou a elevação do pH, frente à dinâmica bioquímica estabelecida pelas espécies nitrogenadas. No reator UASB, foi percebido um leve acréscimo na magnitude do pH, haja vista não ter sido propiciado consumo de alcalinidade total. Na segunda etapa, não se observou variação

significativa na magnitude do pH do afluente nem do resíduo líquido efluente do reator UASB, mesmo considerando que, nessa etapa, a carga orgânica aplicada ao reator UASB foi 50% superior à carga orgânica aplicada na primeira etapa. No entanto, no filtro aeróbio com leito percolador, foi constatada redução significativa na magnitude do pH do resíduo líquido efluente. Nessa etapa, foi aumentado o tempo de repouso do filtro, aumentando significativamente o acúmulo de oxigênio no meio filtrante e, conseqüentemente, melhorando o processo de nitrificação.

A alcalinidade total do afluente apresentou uma concentração média na primeira etapa de 471 mgCaCO₃/L e, na segunda etapa, 412 mgCaCO₃/L (Figura 3).

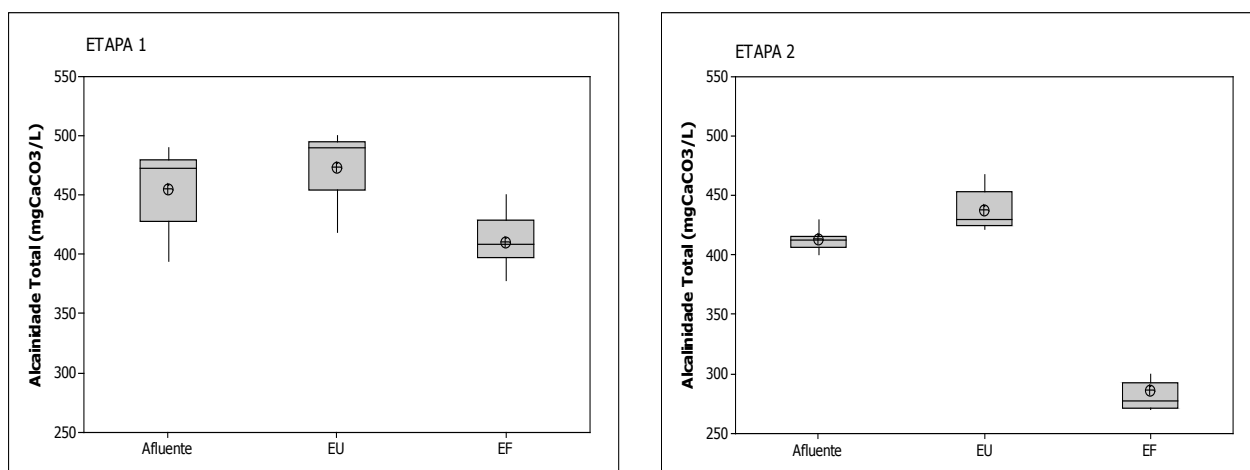


Figura 3 - Valores de alcalinidade total obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

Constatou-se aumento da alcalinidade na fase anaeróbia, com concentração média do efluente do reator UASB de 472 mgCaCO₃/L (etapa 1) e 440 mgCaCO₃/L (etapa 2). Esse aumento de alcalinidade no reator anaeróbio deve-se ao processo de amonificação. Para Van Haandel e Lettinga (1994), no processo de digestão anaeróbia, a alcalinidade é gerada a partir da amonificação ou remoção dos Ácidos Graxos Voláteis (AGVs), garantindo a manutenção do valor do pH e a estabi-

lidade do processo. No efluente do filtro aeróbio, é possível observar considerável diferença de alcalinidade total entre as duas etapas, tendo sido verificado um consumo de alcalinidade de 14% na primeira etapa, com concentração média de 407 mgCaCO₃/L, indicando baixo consumo, porque o processo de nitrificação foi mínimo. Na segunda etapa, o consumo foi de 35%, com concentração média de 285 mgCaCO₃/L, ocorrendo maior nitrificação e estabilização do sistema.

Observa-se, na Figura 4, que a concentração de AGVs no efluente do reator UASB foi de 85 mgHAc/L na primeira etapa e de 77 mgHAc/L na segunda etapa, indicando, nessas condições, menor produção de AGVs em reatores UASB operando com maior carga orgânica. Os AGVs diminuíram do afluente para o efluente do reator UASB, evidenciando que está ocorrendo o consumo deste

e a conseqüente conversão a metano. Pode-se constatar que a concentração média de AGV do afluente, na primeira etapa, foi de 111 mgHAc/L e do efluente final, 56 mgHAc/L, com eficiência média de redução de 49%. Na segunda etapa, a concentração média do AGV foi de 109 mgHAc/L para o afluente e 52 mgHAc/L para o efluente final, com eficiência média de redução de 53%.

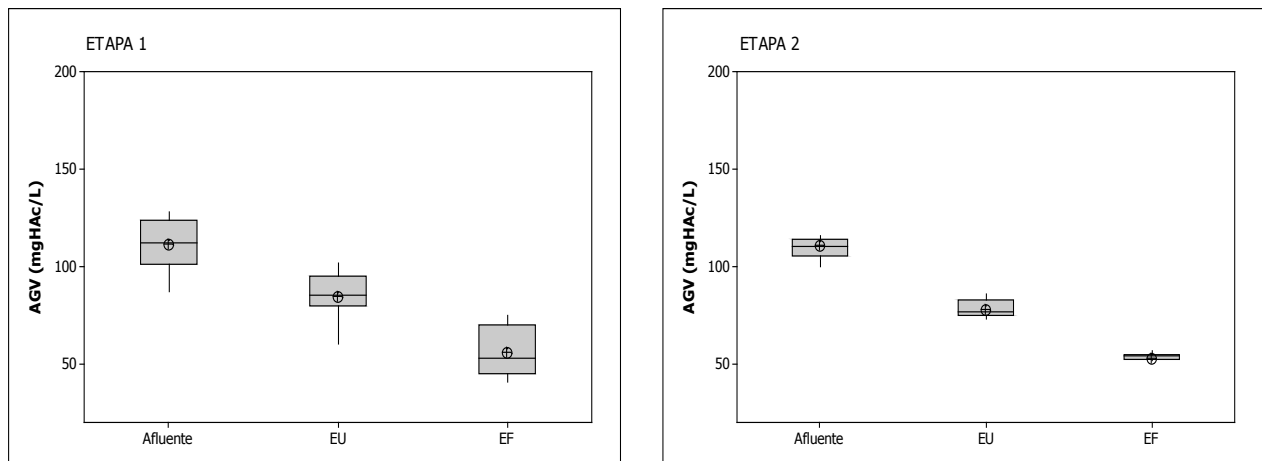


Figura 4 - Valores de AGV obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

A concentração média de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5) do afluente foi de 265 mg/L na primeira etapa e 221 mg/L na segunda etapa. Os valores médios de DBO5 do efluente do reator UASB foram de 137 mg/L e 81 mg/L na primeira e segunda etapas, respectivamente, tendo o reator UASB eficiência média de remoção de 48% na etapa 1 e 63% na etapa 2, constatando-se maior eficiência na segunda etapa, em que operou com COV de 1,5 kgDBO5/m³.dia. A concentração média de DBO5 do efluente final foi de 90 mg/L (primeira etapa) e 52 mg/L (segunda etapa), destacando-se eficiência total na remoção de DBO5 no sistema de 60% na primeira etapa e 76% na segunda etapa.

Na Figura 5, são apresentadas as concentrações de DBO5 em mgO₂/L nas duas etapas de monitoramento do sistema experimental.

Observa-se que, nesse sistema experimental de reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador, foi produzido um efluente final com concentrações médias de 90 e 52 mg/L, encontrando-se em ambas as etapas dentro dos padrões de descarte ambiental estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011.

Quanto aos valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO), observa-se na Figura 6 que a concentração de DQO total do afluente apresentou valores médios de 567 mg/L na primeira etapa e 552 mg/L na segunda etapa.

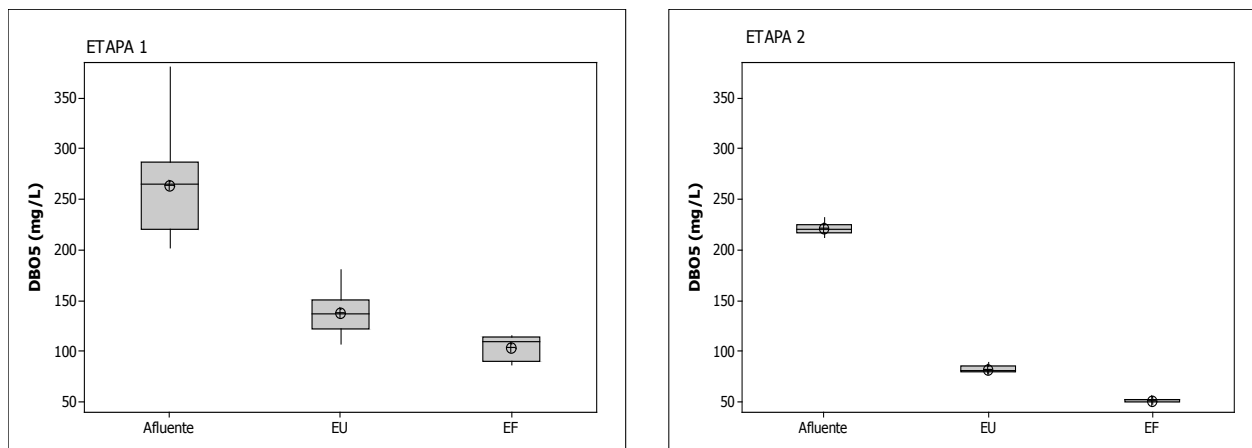


Figura 5 - Valores de DBO5 obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

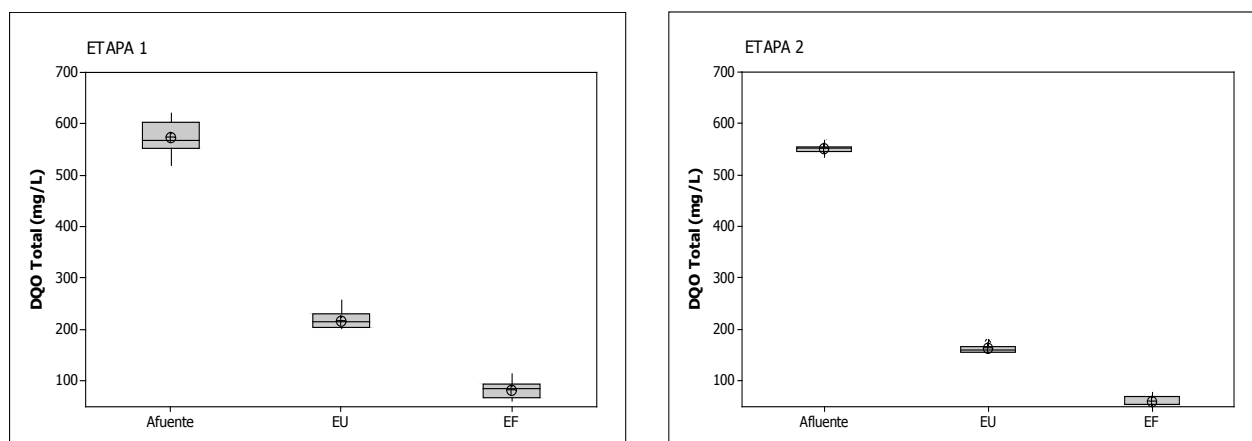


Figura 6 - Valores de DQO total obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

O reator UASB teve menor desempenho na remoção de DQO total na etapa 1, com 60% de eficiência média operando com carga orgânica volumétrica de 1 kgDBO5/m³.dia. Na etapa 2, a eficiência média de remoção foi de 70%, operando com a carga orgânica volumétrica de 1,5 kgDBO5/m³.dia. Essa remoção está de acordo com a média esperada de 60% a 70% para reatores anaeróbios (CHERNICHARO, 2007). Constatou-se que, com o aumento da carga orgânica volumétrica do reator UASB na segunda etapa, houve maior remoção de matéria orgânica. De acordo com os parâmetros monitorados, pH, alcalinidade total e AGVs, o reator UASB operou dentro das condições adequadas de funcionamento, possibilitando ao sistema boa

eficiência na remoção de matéria orgânica e produção de metano. Observou-se que as cargas orgânicas aplicadas ao reator UASB nas duas etapas de monitoramento são favoráveis para remover matéria orgânica.

O filtro aeróbio produziu um efluente final com concentração média de DQO total de 86 e 61 mg/L, respectivamente, nas etapas 1 e 2. Portanto, a eficiência média de remoção de DQO total em todo o sistema foi de 85% na primeira etapa e 89% na segunda etapa.

Na Figura 7, apresenta-se o comportamento da DQO filtrada no afluente e efluente dos reatores.

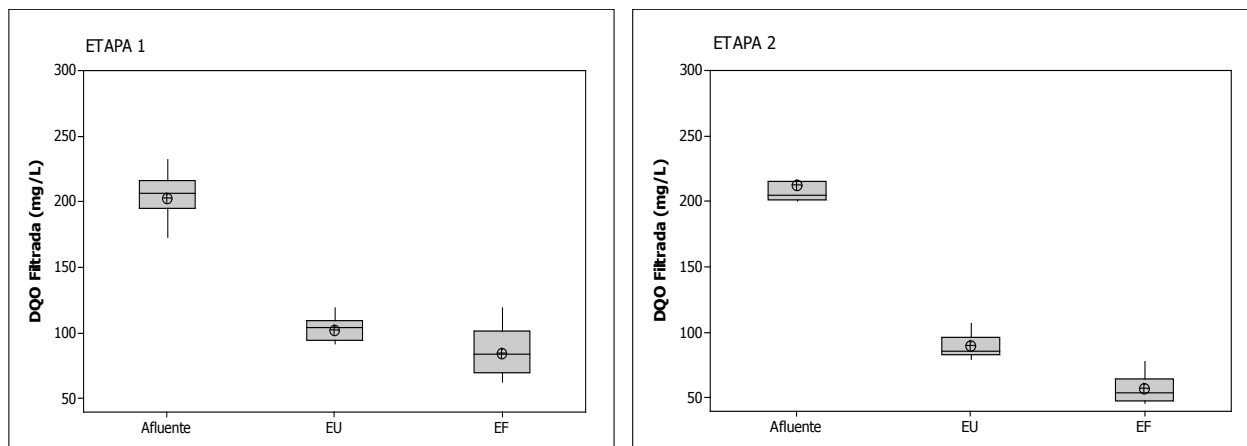


Figura 7 - Valores de DQO filtrada obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

res. Observa-se, por meio dos dados da Figura 7, que o valor médio do afluente foi de 207 mg/L na primeira etapa e 205 mg/L na segunda etapa. A eficiência média de remoção de DQO filtrada no reator UASB foi de 50% na etapa 1 e 58% na etapa 2. A concentração média de DQO filtrada do efluente final foi de 84 mg/L (etapa 1) e 54 mg/L (etapa 2). Constatou-se, com os resultados apresentados, uma eficiência média de remoção de DQO filtrada no sistema de 57% na primeira etapa e 73% na segunda etapa.

A eficiência média de remoção de DQO filtrada foi menor que a remoção de DQO total, indicando possivelmente que a maior parte da matéria orgânica removida do sistema está em suspensão ou é sedimentável.

A Figura 8 apresenta o comportamento do nitrogênio amoniacal no afluente e efluente dos reatores nas duas etapas de monitoramento do sistema experimental.

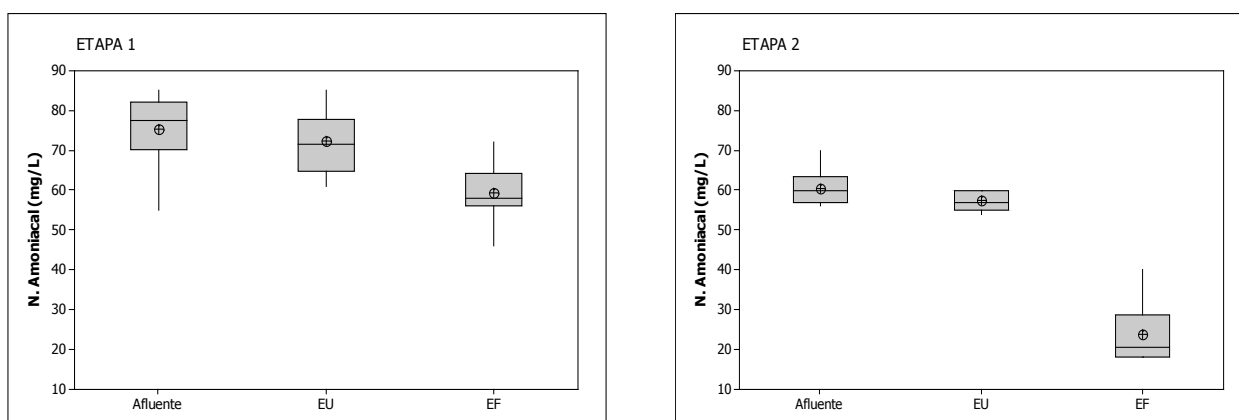


Figura 8 - Valores da concentração de nitrogênio amoniacal obtidos nas duas etapas de monitoramento dos reatores.

A concentração de nitrogênio amoniacal do afluente foi de 75 mgN-NH₄⁺/L e 61 mgN-NH₄⁺/L nas etapas 1 e 2, respectivamente. No reator UASB, essa concentração aumentou em alguns dias de monitoramento, ou seja, não

houve remoção de nitrogênio amoniacal devido à amonificação, resultando em um efluente com concentração média de 72 mg/L na etapa 1 e 57 mg/L na etapa 2.

A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal no efluente do filtro aeróbio foi de 18% na etapa 1 e 58% na etapa 2, indicando que apenas na etapa 2 o processo de nitrificação foi eficiente.

A eficiência média de remoção de $N-NH_4^+$ no sistema experimental foi de 21% na primeira etapa e 61% na segunda. O efluente final apresentou concentração média de $N-NH_4^+$ de 24 mgN- NH_4^+ /L na etapa mais eficiente (etapa 2). Apenas em alguns dias do monitoramento, a concentração de nitrogênio amoniacal apresentou valor mínimo de 18 mg/L, atendendo aos padrões de lançamento proposto pela Resolução CONAMA 430/2011.

A concentração média de $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ foi de 2,5 e 10,4 mg/L, respectivamente, na primeira etapa. Na segunda etapa, a concentração média de $N-NO_2^-$ foi de 0,9 mg/L e a de $N-NO_3^-$, 32 mg/L. Constatou-se que a concentração de nitrato na etapa 1 foi baixa, além de mínima a conversão do nitrogênio amoniacal. Na etapa 2, verificou-se maior concentração de nitrato, ou seja, ocorreu nitrificação e, conseqüentemente, houve maior conversão de nitrogênio.

CONCLUSÕES

Com os resultados obtidos, pode-se concluir que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro aeróbio percolador constitui uma alternativa eficiente e viável para o tratamento de lixiviado, por favorecer seu tratamento por processo biológico.

Destaca-se que a COV aplicada ao reator UASB influenciou positivamente a remoção de material carbonáceo, expressa em termos de DBO5 e DQO. A eficiência total do sistema experimental é destacada, obtendo remoções de DBO5 de 60% na primeira etapa e 76% na segunda, DQO total de 85% e 89% nas etapas 1 e 2, respectivamente, DQO filtrada de 57% (etapa 1) e 73% (etapa 2) e

nitrogênio amoniacal de 21% na primeira etapa e 61% na etapa 2.

Para os indicadores de pH e DBO5, os valores médios do efluente final encontram-se dentro das condições padrões estabelecidas pela Resolução CONAMA 430/2011 para descarte em corpos aquáticos. Já o nitrogênio amoniacal apresentou valor médio próximo do padrão estabelecido pela norma citada, sendo que os valores mínimos chegaram a 18 mgN- NH_4^+ /L.

REFERÊNCIAS

- APHA - American Public Health Association Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 19. WASHINGTON: APHA, AWWA, WPCF, 2005.
- ASASE, M. et al. Comparison of municipal solid waste management systems in Canada and Ghana: A case study of the cities of London, Ontario, and Kumasi, Ghana. Elsevier. Waste Management. p. 2779-2786, 2009.
- BOHDZIEWICZ, JOLANTA; KWARCIAK, ANNA. The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment. Desalination. V.222 p. 128-134, 2008.
- CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias- Reatores Anaeróbios - Vol. 5 2ª Edição. Editora UFMG - Belo Horizonte, 308 p. 2007.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 430 de 13 de maio de 2011.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2008), Rio de Janeiro, ISBN 978-85-240-4135-8, 2010 b.
- NGES, I. A.; LIU, J. Effects of anaerobic pré-treatment on the degradation of dewatered- sewage sludge. Renewable Energy. V. 34 p. 1795-1800, 2009.
- ÖMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. Chemical characterization of landfill leachates - 400 parameters and compounds. Waste Management[S.I.], v. 28, n. 10, p. 1876-1891, 2008
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. Journal of Hazardous Materials[S.I.], v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.
- SANTOS, A. S. P. e JORDÃO, E. P. Pesquisa em escala de demonstração do tratamento combinado de lixiviado. DAE-SP, Nº 189, pag. 26-39, 2012.
- VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente. Campina Grande - PB, 1994. 208p.