

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PÓS-TRATAMIENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM LAGOAS DE POLIMENTO COM ALIMENTAÇÃO EM FLUXO CONTÍNUO E BATELADA

*Tatiana Gomes de Pontes ¹
José Tavares de Sousa ¹
Valderi Duarte Leite ¹

POST-TREATMENT OF WASTEWATER ANAEROBIC IN
POLISH OF PONDS WITH FOOD IN FLOW CONTINUOUS
AND BATCH

Recibido el 28 de febrero de 2016; Aceptado el 16 de diciembre de 2016

Abstract

This study evaluated the UASB reactor effluent post-treatment in polishing ponds fed with continuous and batch flows. Different depths were investigated in two experimental stages. At the first stage, the experimental system consisted in four polishing ponds, being two monitored with continuous feed (LC₅₇ and LC₄₅) and two feed semicontinuous (LB₅₇ and LB₄₅), the ponds LC₅₇ and LB₅₇ were 57 cm deep, and the ponds LC₄₅ and LB₄₅ were 45 cm deep, all of them operated with a 12 days HRT. The second stage of the experimental work consisted of three ponds 45 cm deep, two fed in a batches and 8 days HRT (LBT₄₅ and LB₂₄₅) and the third fed continuously with HRT of 12 days (LC₂₄₅). At the first stage, the obtained efficiencies of removals nitrogen overall kjeldahl, nitrogen ammonia and fecal coliforms of pond LC₄₅ were respectively 55%, 71% and 99.3%, higher than the removal efficiencies of the ponds LC₅₇ (53%, 62% and 99.3%), LB₅₇ (39%, 47% and 96.9%) and LB₄₅ (35%, 49% and 97.2%). In the second stage, the ponds with power batch eight days HRT not significantly different tank with continuous feed and 12 days of HRT, but highlights others for production achieved effluent treating a larger volume of affluent in less time.

Keywords: feed batches, feed continuous, nutrient removal, polishing ponds, removal of fecal coliforms.

¹ Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Estadual da Paraíba, Rua Baraúnas, 351, Bairro Universitário, Campina Grande-Paraíba, CEP: 58429-500, Campina Grande, Paraíba. Brasil. Email: tatiana_tatianapontes@hotmail.com

Resumo

Neste trabalho foi avaliado o pós-tratamento do efluente do reator UASB tratando esgoto sanitário em lagoas de polimento com profundidades diferenciadas e alimentadas com fluxo contínuo e em batelada. O trabalho experimental foi realizado em duas fases. Na primeira fase, o sistema experimental era constituído de quatro lagoas de polimento, na qual duas foram monitoradas com alimentação contínua (LC₅₇ e LC₄₅) e duas com alimentação semicontínua (LB₅₇ e LB₄₅). As lagoas LC₅₇ e LB₅₇ tinham 57 cm de profundidade, e as lagoas LC₄₅ e LB₄₅ tinham 45 cm de profundidade, todas com TDH de 12 dias. Na segunda fase, o sistema experimental era constituído por três lagoas, na qual duas eram alimentadas em batelada com TDH de 8 dias (LBT₄₅ e LB₂₄₅) e uma alimentada continuamente com TDH de 12 dias (LC₂₄₅), ambas as lagoas da segunda fase tinham 45 cm de profundidade. Na primeira fase, as eficiências de remoções de nitrogênio total kjeldahl, nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes da lagoa LC₄₅ foram, respectivamente de 55%, 71% e 99.3%, superiores as remoções das lagoas LC₅₇ (53%, 62% e 99.3%), LB₅₇ (39%, 47% e 96.9%) e LB₄₅ (35%, 49% e 97.2%). Na segunda fase, as lagoas com alimentação em batelada e TDH de 8 dias não diferiram significativamente da lagoa com alimentação contínua e TDH de 12 dias, mas destacaram-se pelas eficiências apresentadas, as lagoas LB₂₄₅ e LBT₄₅ produziram efluentes com concentrações em torno de 2E+03 UFC.100mL⁻¹, tratando um maior volume de afluente em menos tempo.

Palavras chaves: alimentação contínua, alimentação em batelada, lagoas de polimento, remoção de coliformes termotolerantes, remoção de nutrientes.

Introdução

O lançamento indiscriminado de águas residuárias doméstica em corpos hídricos contendo matéria orgânica, substâncias tóxicas, organismos patogênicos e nutrientes, poderá propiciar diversos impactos ao meio ambiente e à saúde pública. O aporte de fósforo e nitrogênio que compõe estas águas foi identificado como o principal responsável pela eutrofização, favorecendo a proliferação de cianobactérias que produzem toxinas, diante deste cenário, se faz necessário aprimorar e desenvolver tecnologias que possam promover a redução desses impactos sobre os recursos hídricos e a saúde pública (Henrique *et al.*, 2014).

O tratamento de águas residuárias em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) é uma realidade no Brasil por apresentarem diversas características favoráveis como eficiência na remoção de matéria orgânica, baixa produção de lodo, demanda de pouca área para instalação, baixo custo de implantação e simplicidade operacional (Latif *et al.*, 2011), mantendo uma massa de lodo ativa pelo separador trifásico, no qual os sólidos suspensos são retidos por sedimentação, sendo produzido um efluente livre de sólidos suspensos (Van Haandel *et al.*, 2015). Entretanto, é necessário um pós-tratamento para seu efluente que contém entre outros constituintes os nutrientes e microrganismos patogênicos, não satisfazendo aos padrões de lançamento estabelecido pela legislação ambiental.

Dentre as alternativas para pós-tratamento de efluente de reator UASB tratando águas residuárias, a lagoa de polimento é uma das mais adequadas e têm alcançado enorme

popularidade em diversas partes do mundo, particularmente em regiões de clima tropical, em função de seu baixo custo de instalação, operação, manutenção e elevada eficiência de tratamento, além de ser totalmente natural e altamente sustentável (Varon e Mara, 2004).

A lagoa de polimento recebe um afluente digerido, tendo como objetivo o “polimento” do efluente do reator UASB, removendo substancialmente nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo e microrganismos patogênicos (Bastos *et al.*, 2010; Dias *et al.*, 2014). Diversos parâmetros operacionais podem interferir no seu funcionamento, entre eles a alimentação (Cavalcanti, 2009), o tempo de detenção hidráulica (Von Sperling e Oliveira, 2010) e a profundidade (Sutherland *et al.*, 2014).

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho do pós-tratamento de efluente anaeróbico em lagoas de polimento funcionando com alimentação contínua e em batelada, com características físicas e operacionais diferenciadas.

Metodologia

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado na dependência física da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada em Campina Grande – PB, com coordenadas geográficas de 07° 14' 22" S e 35° 53'05" W e constituído por duas fases ao longo de oito meses.

O esgoto sanitário (EB) era proveniente do Interceptor Leste do sistema de esgotamento sanitário da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA) da cidade de Campina Grande, o qual passa pelo campo experimental da EXTRABES. Através de uma elevatória, o esgoto sanitário era aduzido para a caixa de alimentação do sistema experimental e seguia continuamente por gravidade para alimentar o reator UASB fabricado em fibra de vidro com capacidade de 0,45 m³ e tempo de detenção hidráulica (TDH) de oito horas, o reator tinha as mesmas características operacionais em ambas as fases do trabalho.

Primeira fase

Na primeira fase do trabalho experimental o sistema era constituído de um reator UASB, lagoa de transbordo (LT) e quatro lagoas de polimento. O esgoto sanitário (EB) alimentava o reator UASB e seu efluente seguia por gravidade para a lagoa de transbordo (LT), com capacidade de 380 litros e TDH de 2 dias. Os afluentes das lagoas com alimentação contínua (LC₅₇ e LC₄₅) e semicontínua (LB₅₇ e LB₄₅) eram oriundos, respectivamente, do efluente do reator UASB e da lagoa de transbordo (LT) conforme especificado no diagrama apresentado na Figura 1. Duas lagoas tinham profundidade de 57 cm (LC₅₇ e LB₅₇) e as outras duas de 45 cm (LB₄₅ e LC₄₅).

Todas as quatro lagoas foram construídas em alvenaria e suas dimensões e características estão apresentadas na Tabela 1. O TDH total das lagoas LB₅₇ e LB₄₅ foram de 12 dias, pois o afluente permaneceu 2 dias na LT e 10 dias nas lagoas de polimento.

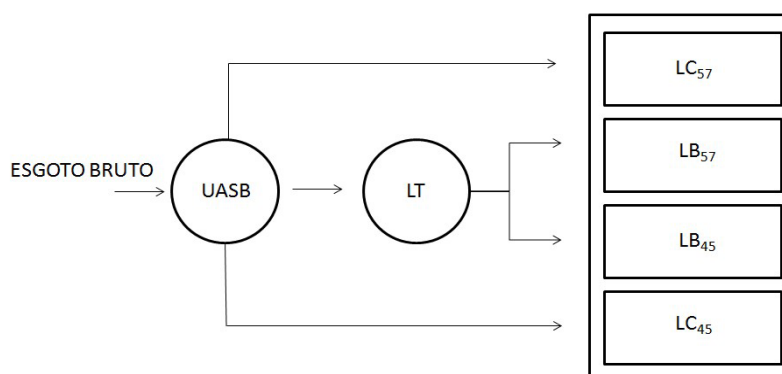


Figura 1. Diagrama esquemático do sistema de tratamento do esgoto sanitário na primeira fase

Tabela 1. Dimensões e características das lagoas na primeira fase

| Lagoas | Alimentação | Profundidade (cm) | Área (m ²) | Volume (L) | TDH (dias) | Vazão (L.dia ⁻¹) |
|------------------|--------------|-------------------|------------------------|------------|------------|------------------------------|
| LC ₅₇ | contínua | 57 | 2 | 1140 | 12 | 95 |
| LB ₅₇ | semicontínua | 57 | 1.76 | 1000 | 10 | 100 |
| LB ₄₅ | semicontínua | 45 | 1.76 | 792 | 10 | 79 |
| LC ₄₅ | contínua | 45 | 1.76 | 792 | 12 | 66 |

Segunda fase

A segunda fase do trabalho foi constituída de um reator UASB, lagoa de transbordo (LT) e três lagoas de polimento. O esgoto sanitário (EB) alimentava o reator UASB, e seu efluente seguia para lagoa de transbordo (LT) com capacidade de 800 litros e TDH de 2 dias (Figura 2). As lagoas LB₄₅ e LB₂₄₅ eram alimentadas em batelada com TDH de oito dias, sendo seus afluentes oriundos respectivamente, da lagoa de transbordo (LT) e do efluente do reator UASB, tendo como intuito comparar o efluente final das duas lagoas em batelada e a influência da LT com TDH de dois dias. O afluente da LB₄₅ permanecia por dois dias na lagoa de transbordo (LT) e seis na lagoa, enquanto o afluente da LB₂₄₅ permanecia os oito dias na lagoa.

As descargas dos efluentes das lagoas de polimento LB₂₄₅ e LB₄₅ eram realizadas utilizando a técnica de sifonamento, permanecendo com 10 cm de volume morto, correspondendo a 176 L (22%) do volume da batelada anterior, assim como na LT. Os valores correspondentes ao volume morto, bem como as dimensões e características das lagoas são apresentados na Tabela 2.

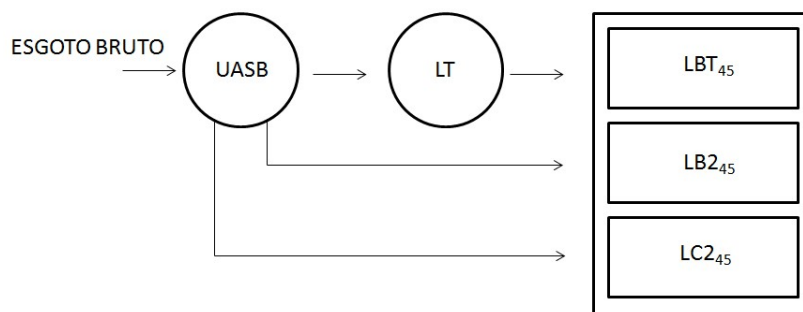


Figura 2. Diagrama esquemático do sistema de tratamento do esgoto sanitário na segunda fase

Tabela 2. Diagrama esquemático do sistema de tratamento do esgoto sanitário na segunda fase

| Lagoas | Alimentação | Profundidade (cm) | Área (m ²) | Volume (L) | TDH (dias) | Vazão (L/dia) | Volume morto (L) |
|-------------------|-------------|-------------------|------------------------|------------|------------|---------------|------------------|
| LBT ₄₅ | batelada | 45 | 1.76 | 792 | 6 | 616* | 176 |
| LB2 ₄₅ | batelada | 45 | 1.76 | 792 | 8 | 616* | 176 |
| LC2 ₄₅ | contínua | 45 | 1.76 | 792 | 12 | 66** | --- |

*vazão total a cada batelada **L/dia

O balanço de massa de nitrogênio nas lagoas de polimento foram realizadas utilizando as seguintes equações:

$$MNta = MNte + MNx + MNv$$

Equação (1)

$$MNta = Nta (NTKa + Noa) Qa$$

Equação (2)

$$MNte = Nte (NTKe + Noe) Qa$$

Equação (3)

$$MNx = NTKlodo * Vol$$

Equação (4)

$$MNv = MNta - (MNte + MNx)$$

Equação (5)

Onde:

MNta: Massa de nitrogênio afluente (mgN.d⁻¹)

MNte: Massa de nitrogênio efluente (mgN.d⁻¹)

MNx: Massa de nitrogênio no lodo das lagoas (mgN.d⁻¹)

MNv: Massa de nitrogênio volatilizado (mgN.d⁻¹)

NTKa: Nitrogênio Total Kjeldahl afluente (mg.L⁻¹)

NTKe: Nitrogênio Total Kjeldahl efluente (mg.L⁻¹)

Noa: Nitrogênio oxidado afluente (mg.L⁻¹)

Noe: Nitrogênio oxidado efluente (mg.L⁻¹)

Qa: vazão afluente (L)

NTKlodo: Nitrogênio Total Kjeldahl no lodo da lagoa (mg.L⁻¹)

Vol: volume do lodo retirado da lagoa (L)

Foram realizadas análises de DQO, pH, alcalinidade total (Buchauer, 1998), nitrogênio total kjeldahl, nitrogênio amoniacal, fósforo total, ortofosfato, sólidos totais e suspensos, clorofila “a” (Jones, 1979) e coliformes termotolerantes, os métodos de análise seguiram recomendações de acordo com APHA *et al.* (2012).

Resultados e discussão

Demanda química de oxigênio (DQO), sólidos e biomassa algal

Na Tabela 3 são apresentados os dados advindos do processo de caracterização analítica de DQO, sólidos e frações e Clorofila “a” obtidos na primeira fase do trabalho, na qual foram realizadas vinte e três determinações de cada parâmetro. O esgoto sanitário da cidade de Campina Grande manteve na primeira fase da pesquisa concentração média de DQO total de $586 \pm 131 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ e DQO filtrada de $191 \pm 34 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, no qual o reator UASB removeu 64% e 61% de DQO total, na primeira e segunda fase do trabalho, estando de acordo com a variação de remoção indicada por Van Haandel e Lettinga (1994), na faixa de 55 a 75%.

Tabela 3. Valores médios e desvios padrões de DQO, sólidos e Clorofila “a” na primeira fase

| | UASB | LT | LC ₅₇ | LB ₅₇ | LB ₄₅ | LC ₄₅ |
|--|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| | $\bar{x} \pm \delta$ | $\bar{x} \pm \delta$ | $\bar{x} \pm \delta$ | $\bar{x} \pm \delta$ | $\bar{x} \pm \delta$ | $\bar{x} \pm \delta$ |
| DQO($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) | 213 ± 43 | 200 ± 39 | 206 ± 44 | 183 ± 38 | 175 ± 37 | 194 ± 23 |
| DQO _{filtrada} ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) | 113 ± 18 | 107 ± 24 | 115 ± 28 | 114 ± 26 | 106 ± 19 | 111 ± 18 |
| ST($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 1114 ± 93 | 1106 ± 58 | 1272 ± 12 | 1240 ± 44 | 1242 ± 135 | 1297 ± 126 |
| STV($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 305 ± 81 | 308 ± 91 | 343 ± 103 | 318 ± 85 | 326 ± 92 | 352 ± 104 |
| SS($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 67 ± 12 | 56 ± 23 | 52 ± 39 | 55 ± 20 | 55 ± 29 | 57 ± 25 |
| SSV($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 53 ± 8 | 45 ± 21 | 45 ± 35 | 44 ± 15 | 48 ± 28 | 49 ± 22 |
| Clorofila “a”($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) | --- | 907 | 1104 | 2837 | 2504 | 1274 |

Os efluentes das lagoas de polimento na primeira fase apresentaram baixa remoção para as variáveis de DQO, resultante da elevada concentração de algas, que são constituídas de matéria orgânica e predominaram no meio (Tabela 3), corroborando com os resultados de Dias *et al.* (2014) tratando esgoto doméstico em reator UASB seguido de lagoas de polimento, removendo cerca de 64% da DQO no reator UASB e ocorrendo, posteriormente, um aumento na concentração devido a intensa produção algal.

Na segunda fase experimental o esgoto sanitário da cidade manteve-se com DQO média de $796 \pm 379 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (DQO total) e $279 \pm 158 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (DQO filtrada), superiores à primeira fase, decorrente do racionamento da água de abastecimento que iniciou-se na cidade.

Diferente da primeira fase, as lagoas de polimento apresentaram desempenho de remoção de DQO total e filtrada, cerca de 27%, 12% e 14% de DQO total, e 52%, 37% e 52% de DQO filtrada, respectivamente, nas lagoas LC₂₄₅, LBT₄₅, e LB₂₄₅, essa remoção superior, pode ser atribuída as menores concentrações de biomassa algal, 812, 1204 e 1611 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente nas lagoas LC₂₄₅, LBT₄₅, e LB₂₄₅, expressa em Clorofila “a”, quando comparada com a concentrações da primeira fase, 1104, 2837, 2504 e 1274 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente, na LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅, e LC₄₅, outro fator que deve ser considerado é a superior concentração de sólidos suspensos (81 ± 30 mg/L) e sólidos suspensos voláteis (78 ± 24 mg/L) na segunda fase como observa-se na Tabela 4, na qual foram realizadas doze determinações de cada parâmetro.

Tabela 4. Valores médios e desvios padrões das variáveis analisadas DQO, sólidos e Clorofila “a” na segunda fase experimental

| | UASB $\bar{x} \pm \delta$ | LC ₂₄₅ $\bar{x} \pm \delta$ | LBT ₄₅ $\bar{x} \pm \delta$ | LB ₂₄₅ $\bar{x} \pm \delta$ |
|--|------------------------------|---|---|---|
| DQO($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$) | 311 \pm 153 | 226 \pm 89 | 274 \pm 156 | 268 \pm 136 |
| DQO _{filtrada} ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$) | 220 \pm 104 | 106 \pm 54 | 138 \pm 95 | 106 \pm 50 |
| ST(mg.L^{-1}) | 1044 \pm 56 | 1083 \pm 87 | 1127 \pm 142 | 1098 \pm 143 |
| STV(mg.L^{-1}) | 266 \pm 85 | 216 \pm 19 | 252 \pm 62 | 212 \pm 51 |
| SS(mg.L^{-1}) | 81 \pm 30 | 80 \pm 70 | 55 \pm 24 | 70 \pm 20 |
| SSV(mg.L^{-1}) | 78 \pm 24 | 77 \pm 64 | 60 \pm 31 | 83 \pm 31 |
| Clorofila “a”($\mu\text{g.L}^{-1}$) | --- | 812 | 1204 | 1611 |

Cavalcanti (2009) explica a remoção de DQO considerando diferentes mecanismos físicos, como floculação, sedimentação e migração de algas da superfície da lagoa para o fundo, ressaltando a transparência do esgoto digerido permitindo elevada incidência de luz na lagoa e migração de algas do topo para o fundo. A remoção de DQO também pode ser atribuída, parcialmente a sedimentação dos flocos de lodo anaeróbio presente oriundos do efluente do reator UASB.

De acordo com os resultados obtidos, o reator UASB removeu 38% e 42% de sólidos totais voláteis, respectivamente na primeira e segunda fases, bem como 64% de remoção de sólidos suspensos totais em ambas as fases. Contribuindo na redução da turbidez do afluente das lagoas e, conseqüentemente, aumentando a transparência do esgoto digerido, favorecendo maior penetração de luz solar em maiores profundidades, estimulando a biossíntese e aumento da biomassa fitoplanctônica de algas e cianobactérias.

O efluente digerido e a biomassa de algas proveniente da lagoa de transbordo com 907 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila “a”, propiciou um maior desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica nas lagoas que operaram em sistema de bateladas semicontínua, a LB₅₇ obteve concentração de 2837 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e a LB₄₅ 2504 $\mu\text{g.L}^{-1}$. De acordo com Cavalcanti (2009), lagoa de transbordo com tempo de detenção hidráulica de 1.6 dias é suficiente para manter uma massa expressiva de algas.

pH e alcalinidade

Nas Figuras 3 e 4 estão presentes os valores de pH e alcalinidade total do sistema na primeira e segunda fases experimentais. Nas duas fases tanto o esgoto sanitário (EB), quanto o efluente do reator UASB manteve pH médio em torno de 7.4, próximo da neutralidade e, conseqüentemente, condições favoráveis para o bom desenvolvimento das arqueas metanogênicas.

Na primeira fase (Figura 3) as lagoas de polimento mantiveram-se com pH de 8.4 ± 0.2 na LC₅₇, 8.2 ± 0.2 na LB₄₅, 8.3 ± 0.3 na LB₄₅ e 8.7 ± 0.3 na LC₄₅. Na segunda fase experimental (Figura 4) as lagoas apresentaram pH de 8.8 ± 0.5 na LC₂₄₅, 8.7 ± 0.6 na LBT₄₅, e 8.8 ± 0.5 na LB₂₄₅. As variações de pH em lagoas de polimento está relacionada com a eficiência de remoção de vários parâmetros. O pH afeta os reatores biológicos ao influenciar nas taxas de crescimento dos microrganismos, havendo uma íntima relação entre a proliferação do fitoplâncton, o aumento do pH e o decaimento de coliformes termotolerantes.

O aumento do pH deve-se ao consumo de CO₂ na fotossíntese pelas algas e cianobactérias e liberação de radicais hidroxila, os quais alteram as membranas celulares estimulando a lise e destruição celular, o mesmo efeito é atribuído aos radicais livres de oxigênio. Enquanto os radicais de hidroxila são liberados do sistema carbônico pelo consumo de CO₂ exercido pelo fitoplâncton, os radicais livres de oxigênio são formados pela ação da luz solar sobre o oxigênio dissolvido (OD), ambos têm ação tóxica sobre as membranas bacterianas (Ceballos, 2001).

Na primeira fase a alcalinidade total do esgoto sanitário foi de 365 ± 46 mgCaCO₃.L⁻¹ e no efluente do UASB o valor foi de 401 ± 32 mgCaCO₃.L⁻¹, na segunda fase o EB obteve 362 ± 57 mgCaCO₃.L⁻¹ e o efluente do UASB 393 ± 92 mgCaCO₃.L⁻¹, segundo Van Haandel e Lettinga (1994) o aumento da alcalinidade no reator UASB é decorrente do processo de amonificação nos sistemas anaeróbios, no qual a conversão de 1 mol de NTK resulta na criação de um mol de alcalinidade de equivalente 1 produzindo 0.071 meq.mgN⁻¹.

As concentrações de alcalinidade total no efluente das lagoas na primeira fase (Figura 3) foram de 342 ± 24 mgCaCO₃.L⁻¹, 333 ± 33 mgCaCO₃.L⁻¹, 321 ± 38 mgCaCO₃.L⁻¹, e 295 ± 27 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente nas lagoas LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅ e LC₄₅. A análise de variância (ANOVA) indicou variações significativas entre a alcalinidade total do efluente das lagoas de polimento, sendo F (8.56) maior que F crítico (2.71) para nível de significância de 5% ($\alpha=0.05$), como houve a diferença significativa foi aplicado o teste Tukey, onde as lagoas LC₅₇, LB₅₇ e LB₄₅ apresentaram comportamento semelhante com resultado A na aplicação do teste, diferindo da LC₄₅ com resultado B. Essa diferença pode ser observada na Figura 3, bem como o pH superior que a LC₄₅ obteve comparando com as outras lagoas da primeira fase.

Na segunda fase (Figura 4) as concentrações de alcalinidade total no efluente das lagoas foram de 258 ± 41 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, 257 ± 61 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e 293 ± 14 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente, nas lagoas LC245, LBT45 e LB245, as mesmas não apresentaram diferença significativa para a análise de variância (ANOVA) entre a alcalinidade total dos efluentes, sendo F (1.57) menor que F crítico (3.44) para nível de significância de 5% ($\alpha=0.05$).

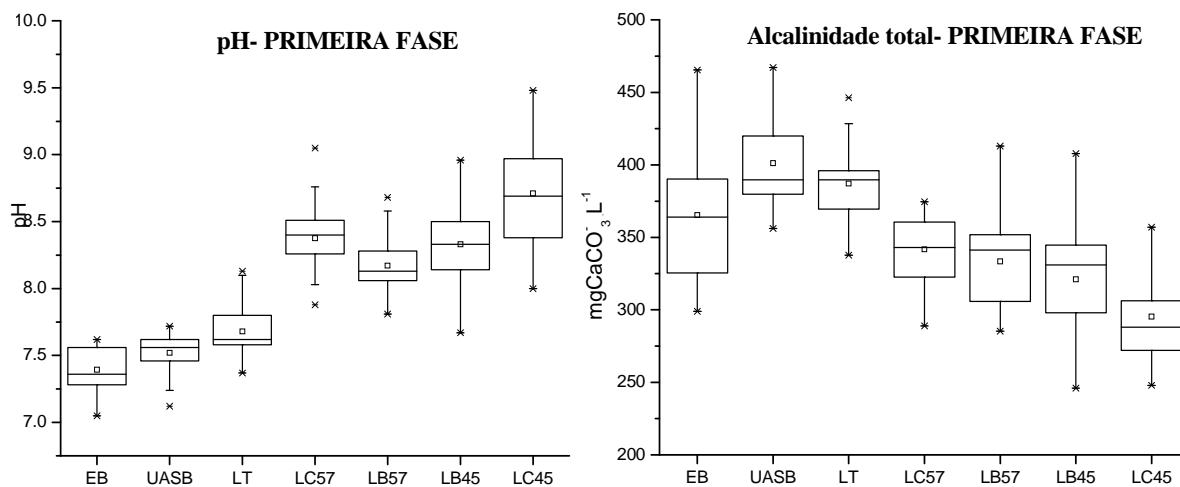


Figura 3. Comportamento do pH e Alcalinidade total na primeira fase experimental

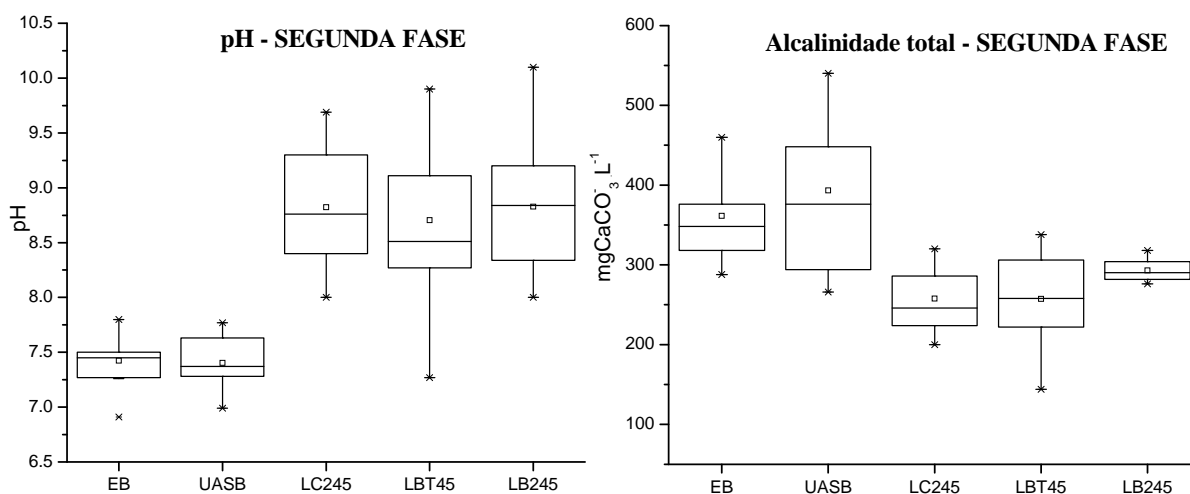


Figura 4. Comportamento do pH e Alcalinidade total na primeira fase experimental

Nas duas fases experimentais as lagoas de polimento reduziram a concentração de alcalinidade total em seus efluentes. De acordo com Alves *et al.* (2011) em lagoas de polimento a redução da alcalinidade é decorrente da remoção de amônia por dessorção ser equivalente a remoção de uma base forte ou adição de um ácido forte, no qual 1 meq de alcalinidade é destruído, e da precipitação do carbonato de cálcio com pH elevado, ocorrendo precipitação de 1 mol de CaCO_3 reduzindo 2 equivalentes de alcalinidade. Portanto, a elevada remoção de amônia e a acentuada atividade fotossintética no sistema explicariam, respectivamente, a redução de alcalinidade e elevação de pH ao longo da série de lagoas (Bastos *et al.*, 2010).

Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal

A concentração média de NTK na primeira fase experimental no esgoto sanitário foi de 65 ± 16 mgNTK.L^{-1} , 62 ± 7.8 mgNTK.L^{-1} no UASB e 60 ± 10 mgNTK.L^{-1} na lagoa de transbordo (Figura 5), não havendo remoção significativa de nutrientes em sistema anaeróbio.

As lagoas propiciaram eficiências de remoção de NTK na ordem de 53%, 39%, 35% e 55%, respectivamente nas lagoas LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅ e LC₄₅. A análise de variância (ANOVA) verificou variações significativas entre o NTK do efluente das lagoas de polimento, sendo F (20.5) maior que F crítico (2.7) para nível de significância de 5% ($\alpha=0.05$), apresentando diferença significativa em função da alimentação (Tabela 5), logo as lagoas com alimentação contínua LC₅₇ e LC₄₅, assim como as lagoas com alimentação semicontínua LB₅₇ e LB₄₅, não apresentaram diferença significativa entre os resultados, com isso os 12 cm de diferença da profundidade entre as lagoas não foi relevante na remoção de NTK, corroborando com resultados de Sutherland *et al.* (2014).

De acordo com a Figura 5 as eficiências de remoções de nitrogênio amoniacal na primeira fase experimental foram de 62%, 47%, 49% e 71%, respectivamente na LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅ e LC₄₅. A análise de variância (ANOVA) verificou variações significativas entre o N. Amoniacal do efluente das lagoas de polimento, sendo F (23.8) maior que F crítico (2.7) para nível de significância de 5% ($\alpha=0.05$), apresentando diferença significativa em função da alimentação e da diferença de profundidade nas lagoas contínuas (Tabela 5), entretanto, as lagoas com fluxo de alimentação em batelada semicontínua LB₅₇ e LB₄₅ não apresentaram diferença significativa, com isso os 12 cm de diferença da profundidade entre as lagoas de batelada não foi relevante na remoção de N. Amoniacal.

Tabela 5. Teste Tukey para os dados de NTK e N. amoniacal

| Tratamento | Resultado do teste NTK | Resultado do teste N. amoniacal |
|------------------|------------------------|---------------------------------|
| LC ₅₇ | 30 a | 22 a |
| LB ₅₇ | 36 b | 29 a |
| LB ₄₅ | 39 b | 28 a |
| LC ₄₅ | 28 a | 17 b |

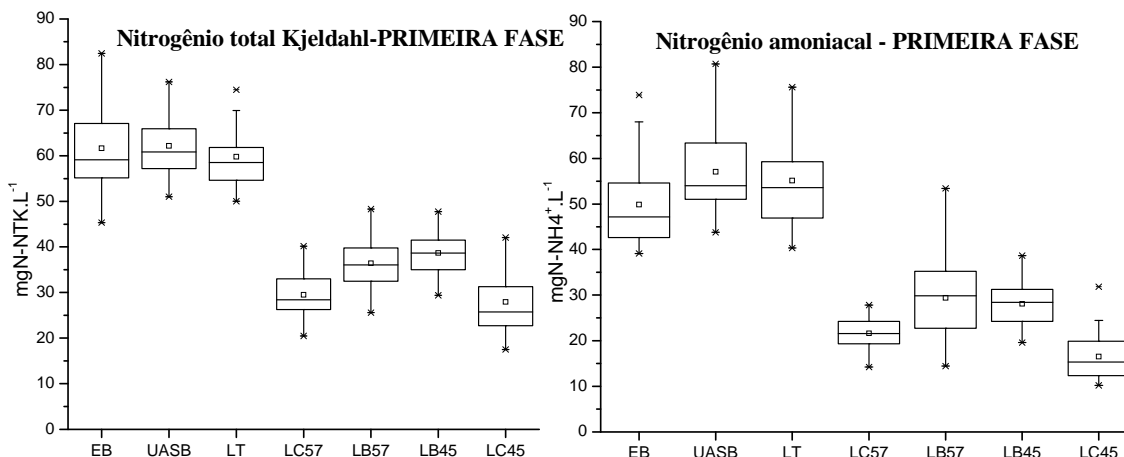


Figura 5. Comportamento do NTK e N. amoniacal na primeira fase experimental

A remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas de estabilização foi atribuída principalmente à volatilização da amônia e sedimentação de nitrogênio orgânico (Camargo Valero *et al.*, 2010). De acordo com Leite *et al.* (2014) o processo de volatilização do nitrogênio é mais eficiente em pH elevado, favorecendo a conversão do íon amônio (NH_4^+) em amônia livre (NH_3), consumindo a alcalinidade, como foi observado nas duas fases do trabalho experimental. Esse comportamento é o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em lagoas de polimento e explica a diferença de comportamento apresentada entre as lagoas com fluxo de alimentação contínuo e batelada, no qual a LC₄₅ manteve pH de 8.7 superior as demais lagoas da primeira fase experimental.

No entanto, trabalhos recentes têm demonstrado que sob condições favoráveis para o crescimento das algas, o nitrogênio é removido principalmente pela assimilação das algas, apesar da lagoa apresentar elevados valores de pH (Camargo Valero e Mara, 2007).

Na segunda fase experimental (Figura 6) as lagoas apresentaram eficiência de remoção de NTK na ordem de 59%, 57% e 57%, respectivamente na LC₂₄₅, LBT₄₅ e LB₂₄₅ e de nitrogênio amoniacal na ordem de 67%, 68%, e 71%, nas respectivas lagoas, não apresentando diferença significativa para ambos os parâmetros conforme a análise de variância (ANOVA).

A configuração das lagoas abordadas na segunda fase experimental com alimentação em batelada e TDH de oito dias mostrou-se eficiente, tanto na remoção de NTK, próximo de 60%, quanto na remoção de nitrogênio amoniacal, próximo a 70%, não apresentando diferença significativa da lagoa operada com fluxo de alimentação contínua e TDH de 12 dias, com isso essa configuração de lagoa de polimento apresenta vantagens no tratamento de águas residuárias domésticas pela eficiência de remoção de nitrogênio e TDH reduzido.

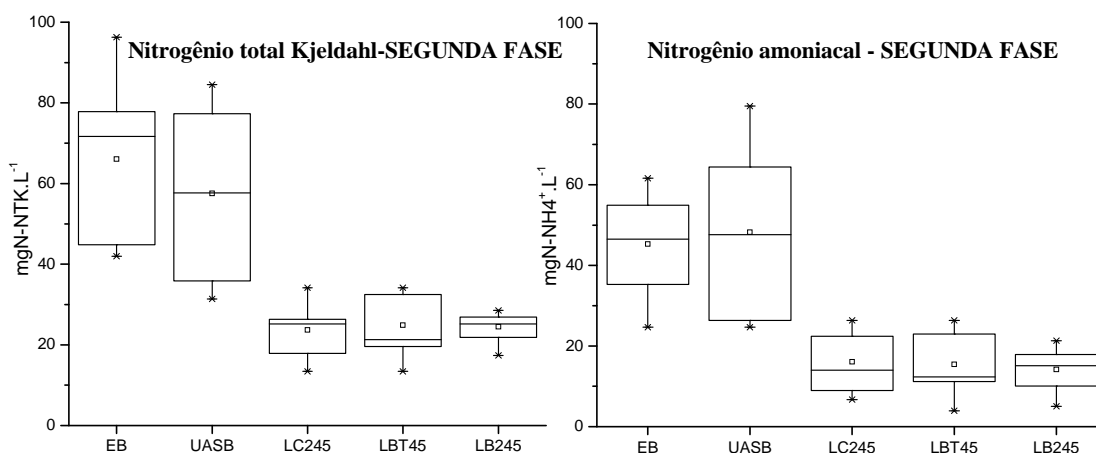


Figura 6. Comportamento do NTK e N. amoniacal na segunda fase experimental

Fósforo total e ortofosfato

A LC₅₇ apresentou eficiência de remoção de fósforo total de 19%, superior as demais lagoas (Figura 7), resultante provavelmente da assimilação pelas algas e cianobactérias e a precipitação, embora o pH (8.4) não tenha se elevado o suficiente para uma remoção mais significativa por precipitação. Segundo Von Sperling (2002), é necessário pH de no mínimo 9.0 para que a remoção aconteça de forma significativa, o pH elevado pode favorecer maior precipitação de fósforo na forma de hidroxiapatita $[Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6]$ e estruvita $[Mg(NH_4)PO_4]$ (Van Haandel e Lettinga, 1994).

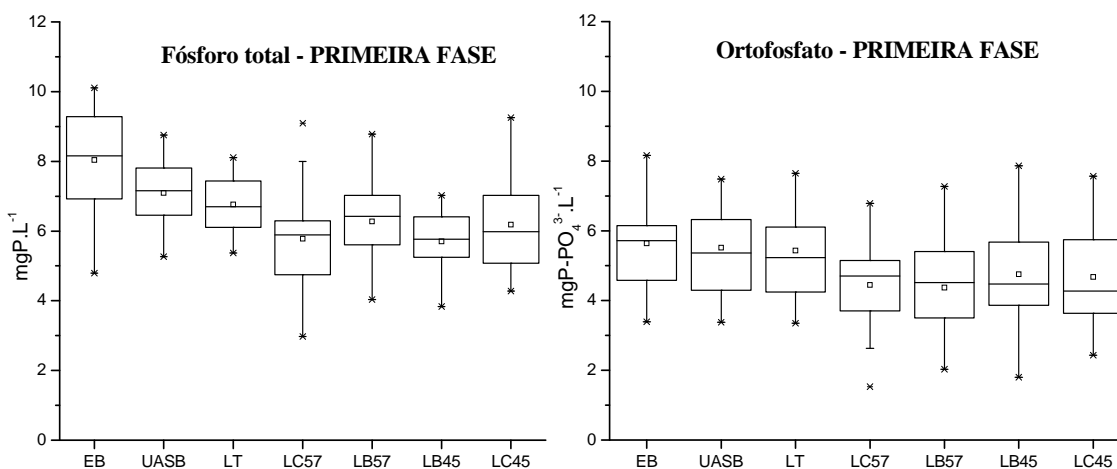


Figura 7. Comportamento do Fósforo total e ortofosfato na primeira fase experimental

Na segunda fase experimental, as lagoas apresentaram 41%, 40% e 42% de eficiência de remoção de fósforo total, e 45%, 43% e 57% de eficiência de remoção de ortofosfato, respectivamente nas lagoas LC₂₄₅, LBT₄₅ e LB₂₄₅, resultantes do pH superior que as mesmas mantiveram durante a segunda fase, corroborando com os resultados de Campos *et al.* (2006). De acordo com Von Sperling (2002) os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são a retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final e a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. Além da assimilação pela comunidade fitoplanctônica, o segundo mecanismo justifica a remoção superior apresentada na segunda fase em relação à primeira, visto que as lagoas apresentaram pH médio próxima a 9.

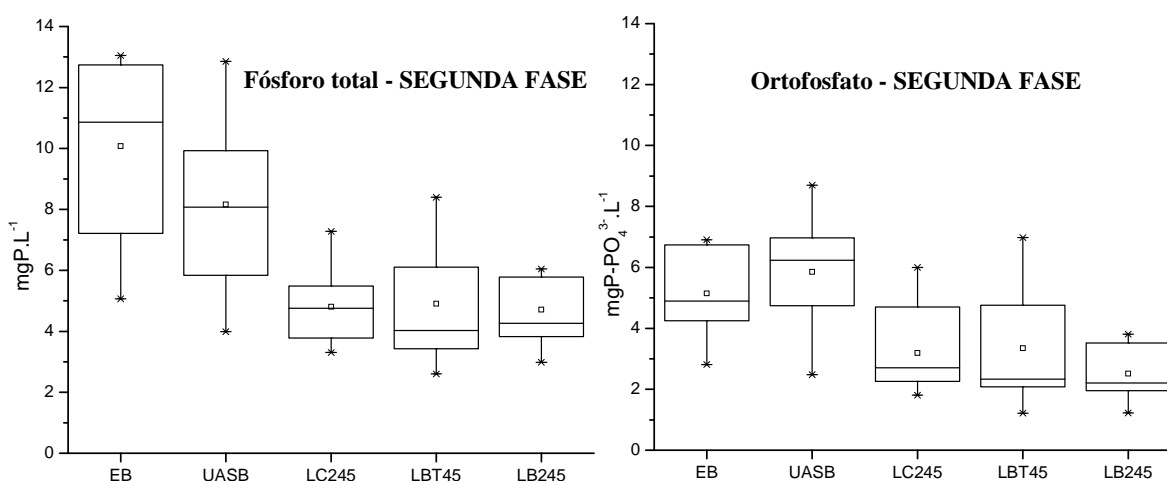


Figura 8. Comportamento do Fósforo total e ortofosfato na segunda fase experimental

Coliformes Termotolerantes

Na Tabela 6 são apresentadas as concentração média de coliformes termotolerantes (CT) na primeira fase do trabalho. A análise de variância (ANOVA) não verificou diferença significativa entre as concentrações de CT no efluente das lagoas, sendo F (2.32) menor que F crítico (3) para nível de significância de 5% ($\alpha=0.05$).

Tabela 6. Valores médios de Coliformes termotolerantes (UFC.mL⁻¹) na primeira fase do trabalho

| | EB | UASB | LT | LC ₅₇ | LB ₅₇ | LB ₄₅ | LC ₄₅ |
|---------------------------|----------|---------|----------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| CT(UFC.mL ⁻¹) | 1.18E+07 | 3.2E+06 | 2.12E+06 | 2.33E+04 | 6.55E+04 | 5.99E+04 | 2.25E+04 |

As lagoas obtiveram eficiência de remoção de 99.3 na LC₅₇, 96.9 na LB₅₇, 97.2 na LB₄₅ e 99.3 na LC₄₅, atendendo os parâmetros exigidos pela WHO (1989) para uso dos efluentes na irrigação restrita, com concentração de coliformes termotolerantes superior a 10³ UFC.mL⁻¹.

Na segunda fase experimental as concentrações médias de coliformes termotolerantes (CT) no efluente das lagoas estão presentes na Tabela 7. A análise de variancia (ANOVA) não verificou diferença significativa entre as concentrações de CT no efluente das lagoas, sendo F (1.99) menor que F crítico (3.8) para nível de significância de 5% ($\alpha=0.05$). As lagoas obtiveram eficiência de remoção de 99.4% na LC₂₄₅, 99.96 % na LBT₄₅ e 99.92 % na LB₂₄₅. Logo os efluentes das lagoas LC₂₄₅ e LB₂₄₅ atendem o padrão exigido pela WHO (1989) para uso do efluente na irrigação restrita, entretanto a lagoa com fluxo de alimentação em batelada LBT₄₅ e afluente oriundo da lagoa de transbordo produz efluente de melhor qualidade sanitária.

Tabela 7. Valores médios de Coliformes termotolerantes (UFC.mL⁻¹) na segunda fase do trabalho

| | EB | UASB | LC ₂₄₅ | LBT ₅₇ | LB ₂₄₅ |
|---------------------------|----------|---------|-------------------|-------------------|-------------------|
| CT(UFC.mL ⁻¹) | 1.25E+07 | 2.5E+06 | 1.44E+04 | 1E+03 | 2E+03 |

Sousa *et al.* (2005) conseguiram efluente final com baixa concentração de coliformes termotolerantes (menor que 1000 UFC/100mL) e ausência de ovos de helmintos em Lagoas de Polimento com TDH de 15 dias, podendo ser usado na irrigação irrestrita.

Análise do lodo acumulado nas lagoas

Na Tabela 8 é apresentado o resultado da análise de NTK realizada no lodo coletado das lagoas, após encerrar o período experimental.

Tabela 8. Concentração de NTK no lodo das lagoas

| | LC ₅₇ | LB ₅₇ | LB ₄₅ | LC ₄₅ | LC ₂₄₅ | LBT ₄₅ | LB ₂₄₅ |
|--------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| NTK (g.L ⁻¹) | 3.41 | 2.4 | 2.63 | 2.68 | 1.73 | 1.4 | 1.74 |

Balanço de massa de nitrogênio

As cargas de nitrogênio (g-N.d⁻¹) presentes no afluente (MN_{ta}), efluente (MN_{te}), lodo (MN_x) e a estimativa do nitrogênio volatilizado (MN_v) são apresentados na Tabela 9, assim como as respectivas frações de cada mecanismos abordado, considerando o valor de nitrogênio do afluente como 100%.

Tabela 9. Balanço de massa de nitrogênio das lagoas de polimento

| | MNta (g-N.d ⁻¹) | MNte (g-N.d ⁻¹) | Fração % | MNx (g-N.d ⁻¹) | Fração % | MNv (g-N.d ⁻¹) | Fração % |
|-------------------|--------------------------------|--------------------------------|-------------|-------------------------------|-------------|-------------------------------|-------------|
| LC ₅₇ | 5.9 | 2.9 | 49 | 0.3 | 5 | 2.7 | 46 |
| LB ₅₇ | 6.0 | 3.7 | 62 | 0.2 | 3 | 2.1 | 35 |
| LB ₄₅ | 4.7 | 3.1 | 66 | 0.1 | 2 | 1.5 | 32 |
| LC ₄₅ | 4.1 | 1.9 | 46 | 0.1 | 2 | 2.1 | 51 |
| LC ₂₄₅ | 3.8 | 1.6 | 42 | 0.2 | 5 | 2.0 | 53 |
| LBT ₄₅ | 4.5 | 1.9 | 42 | 0.2 | 4 | 2.4 | 53 |
| LB ₂₄₅ | 4.5 | 1.9 | 42 | 0.2 | 4 | 2.4 | 53 |

As lagoas que funcionaram com alimentação semicontínua obtiveram superiores frações de nitrogênio nos efluentes, 62% na LB₅₇ e 66% LB₄₅, conseqüentemente, menor eficiência de remoção de nitrogênio e baixa fração de nitrogênio volatilizada com 35% e 32%. Na segunda fase do trabalho foi observado um comportamento diferente, no qual as lagoas com alimentação em batelada obtiveram inferiores frações de nitrogênio nos efluentes, 42% nas lagoas LBT₄₅ e LB₂₄₅ e superiores frações de nitrogênio volatilizado com 53%. As lagoas LC₄₅, LC₂₄₅, LBT₄₅ e LB₂₄₅ que mantiveram pH próximo a 9, obtiveram frações de nitrogênio volatilizado superiores a 50%, divergente das lagoas com pH inferior.

As concentrações de nitrogênio no lodo das lagoas foram de 0.1 g-N.d⁻¹ a 0.3g-N.d⁻¹, variando a fração de nitrogênio de 2% a 5%, estando próximo dos resultados apresentados por Camargo Valero *et al.* (2010), no qual o nitrogênio variou de 4.17% a 6.78% de peso seco em lagoas de maturação.

Os principais mecanismos considerados por vários autores para a remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são: volatilização da amônia que é um processo físico de desprendimento de gás amônia (NH₃) a partir da dissociação do íon NH₄⁺ em ambientes aquáticos com valores elevados de pH, assimilação de amônia e nitratos pelas algas, sedimentação da biomassa morta e acumulação do lodo nas lagoas, nitrificação e desnitrificação. Esses mecanismos podem atuar simultaneamente ou mesmo prevalecer em função das características das lagoas e das condições climáticas do local, logo parâmetros como a temperatura e o pH das lagoas podem estar diretamente relacionado com a eficiência de remoção (Babu *et al.*, 2011; Assunção e Von Sperling, 2013; Dias *et al.*, 2014).

Conclusões

Entre as lagoas com fluxo contínuo e semicontínua, a diferença de 12 cm de profundidade na lagoa da primeira fase do trabalho não apresentou diferença significativa, ao nível de significância ($\alpha=0.05$) pelo teste de Tukey na remoção de nutrientes e coliformes

termotolerantes, ocorrendo apenas a remoção de nitrogênio amoniacal nas lagoas com alimentação contínua, resultante do aumento do pH que a lagoa LC₄₅ apresentou, favorecendo a volatilização do nitrogênio amoniacal.

As lagoas LC₅₇ e LC₄₅ com alimentação contínua, na primeira fase experimental, apresentaram remoções de NTK, nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes superiores às lagoas com alimentação semicontínua (LB₅₇ e LB₄₅), alimentadas com afluente oriundo da LT.

As lagoas LBT₄₅ e LB₂₄₅ na segunda fase experimental, que funcionaram com alimentação em batelada e TDH de oito dias não divergiram, significativamente, da lagoa LC₄₅ com fluxo de alimentação contínua e TDH de 12 dias em relação às remoções de nutrientes e coliformes termotolerantes, com isso, esta configuração destaca-se como promissora no tratamento de águas residuárias domésticas, obtendo resultados satisfatórios, permitindo tratar quantidades superiores de afluente em menos TDH, além de obter melhores resultados, principalmente nas remoções de nutrientes e coliformes termotolerantes.

Referências bibliográficas

- Alves, E.M., Cavalcanti, P.F.C., Van Vaandel, A (2011) Desorption rate of volatile compounds in polishing ponds. *Water science & technology*, **63**(6), 177-1182.
- APHA/AWWA/WEF (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22th ed., American Public Health Association, Washington DC., 1360pp.
- Assunção, F.A.L., Von Sperling, M. (2013) Influence of temperature and pH on nitrogen removal in a series of maturation ponds treating anaerobic effluent. *Water Science & Technology*, **67**(13), 2241-2248.
- Babu, M.A., Van Der Steen, N.P., Hooijmans, C.M., Gijzen, H.J. (2011) Nitrogen mass balances for pilot-scale biofilm stabilization ponds under tropical conditions. *Bioresource Technology*, **102**, 3754-3760.
- Bastos, R.K.X., Dornelas, F.L., Rios, E.N., Ruas, D.B., Okano, W.Y. (2010) Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro. *Revista AIDIS*, **3**(1), 97-107.
- Buchauer, K.A. (1998) A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process, *Water SA*, **24**(1), 49-56.
- Camargo Valero, M. A., Mara, D. D. (2007) Nitrogen removal in maturation ponds: tracer experiments with 15N-labelled ammonia. *Water Science & Technology*, **55**, 81-85.
- Camargo Valero, M.A., Mara, D.D., Newton, R.J. (2010) Nitrogen removal in maturation waste stabilisation ponds via biological uptake and sedimentation of dead biomass. *Water Science & Technology*, **61**(4), 1027-1034.
- Campos, A.T., Daga, J., Rodrigues, E.E., Franzener, G., Suguivy, M.M.T., Syperreck, V.L.G. (2006) Tratamento de águas residuárias de fecularia por meio de lagoas de estabilização. *Engenharia Agrícola*, **26**(1), 235-242.
- Cavalcanti, P.F. (2009) Aplicação de reatores UASB e lagoas de polimento no tratamento de esgoto doméstico. João Pessoa: Gráfica Santa Marta, 172p.
- Ceballos, B.S.O. (2001) Eliminación de microorganismos por médio del tratamiento de las aguas residuales. In: Sergio Rolim Mendonça (org.), *Sistemas de Lagunas de Estabilización. Como utilizar aguas residuales tratadas em sistemas de regadio*, Editora: McGraw Hill/ACODAL, pag. 107-136.
- Dias, D.F.C., Possmoser-nascimento, T.E., Rodrigues, V.A.J., Von Sperling, M. (2014) Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in seriestreating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of asystem in Brazil. *Ecological Engineering*, **71**, 206-214.

- Henrique, I.N., Sousa, J.T., Souto, A.L.F., Leite, V.D., Lopes, W.S. (2014) Tratamento de esgoto doméstico em regime de recirculação com utilização de reator anaeróbio anóxico seguido de reator aeróbio com meio de suporte. *Ciência & Engenharia*, **23**(1), 103-113.
- Jones, J. G. (1979) *Aguide to Methods in freshwatus*, London, Freshwater Biological Association, n.39, 112p.
- Latif, M.A., Ghufuran, R., Wahid, Z.A., Ahmad, A. (2011) Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters, *Water Research*, **45**(16), 4683-4699.
- Leite, V.D., Barros, A.J.M., Lopes, W. S., Sousa, J. T. (2014) Ammonia nitrogen desorption from sanitary landfill leachate in filling towers. *Engenharia Agrícola*, **34**(3), 542-553.
- Sousa, J.T., Van Haandel, A.C., Cavalcanti, P.F.F., Figueiredo, A.M.F. (2005) Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **10**(3), 260-265.
- Sutherland, D.L., Turnbull, M.H., Craggs, R.J. (2014) Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, **53**, 271-281.
- Van Haandel, A., Santos, S.L., Chaves, S.R.M., Costa, J.W.N. (2015) Influência do projeto do separador de fases sobre o desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuárias municipal. *Revista DAE*, **200**, 64-75.
- Van Haandel. A., Lettinga, G. (1994) *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande: Epgraf, 240p.
- Varon M. P., Mara, D.D. (2004) *Waste Stabilisation Ponds*. Delft: International Water and Sanitation Centre.
- Von Sperling, M. (2002) *Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Belo Horizonte: UFMG, 196 p.
- Von Sperling, M., Oliveira, C.M. (2010) Avaliação da influência do tempo de detenção hidráulica e da taxa de aplicação superficial na composição da comunidade fitoplanctônica presente em lagoas de polimento e a influência dessa comunidade nas condições ambientais (pH, OD e amônia) das lagoas. *Revista AIDIS*, **3**(1), 11-21.
- World Health Organization (WHO). (1989) *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. World Health Organisation Technical Report Series, n. 778. World Health Organisation, Geneva.