

II-500 - ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE O SISTEMA CONVENCIONAL DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO COM REATOR UASB SEGUIDO DE LAGOAS DE POLIMENTO

Silvânia dos Santos Lucas⁽¹⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande. Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba. Professora Adjunta da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Carlos Eduardo Pereira de Moraes⁽²⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba. Doutorando em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande.

Isabella Vieira Santos⁽³⁾

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba. Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba.

Francisca Kamila Amancio Frutuoso⁽⁴⁾

Engenheira Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia do Ceará. Mestranda em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande.

Endereço⁽¹⁾: Rua das Violetas, 675 – Capim Macio – Natal – RN – CEP: 58.078-160 – Brasil – Tel (83) 99625-3398 - e-mail: silvania_sls@hotmail.com

RESUMO

Os sistemas convencionais de lagoas de estabilização apresentam diversas desvantagens, como a necessidade de grandes áreas, geração de odor, emissão de gases estufa e acúmulo de lodo. Em contrapartida, reatores UASB associados a lagoas de polimento apresentam-se como alternativa, tendo em vista que operam com tempo de detenção hidráulica menor, necessitando de menores áreas e atingindo eficiência similar para matéria orgânica, além da possibilidade de remover nutrientes. Assim, o objetivo desse trabalho foi comparar a associação de um reator UASB com lagoas de polimento, frente ao sistema convencional de lagoas de estabilização. Foram operadas duas lagoas de polimento, L1 e L2 com 0,4 e 0,6m, respectivamente, no pós-tratamento de reator UASB, esse já se encontrava em condições estacionárias. Os parâmetros analisados foram: DQO, SST, amônia e ortofosfato. Os resultados apontam que a associação de lagoas de polimento com reator UASB, promoveu remoção completa de amônia nas respectivas lagoas, em aproximadamente 6 e 10 dias para L1 e L2, além de promover mais de 80% de remoção de ortofosfato, resultados incomum em sistemas convencionais de lagoas de estabilização. Contudo, quanto a DQO e SST, as lagoas de polimento promoveram uma remoção adicional de DQO, e, não apresentaram redução nos valores de SST, isso se dá em decorrência da grande quantidade de biomassa algal, presente nas lagoas de polimento, sendo recomendado um tratamento posterior para remoção dessa biomassa. Constatou-se que a associação do reator UASB com lagoas de polimento demanda menor área que sistemas convencionais de lagoas de estabilização e produz um efluente final com qualidade similar ou superior em um tempo de detenção menor, além da possibilidade de remover nutrientes, assim, se constata a viabilidade técnica e ambiental do sistema.

PALAVRAS-CHAVE: Remoção de Nutrientes, UASB: Lagoas de Polimento, Tratamento de Efluentes.

INTRODUÇÃO

Os sistemas convencionais de lagoas de estabilização, embora amplamente utilizados, apresentam vários inconvenientes. Por exemplo, as lagoas facultativas, operam com elevado tempo de detenção hidráulica (TDH), da ordem de 30 dias, gerando a necessidade de grande disponibilidade de área, limitando assim a sua aplicação em cidades de grande e médio porte, por outro lado, as lagoas anaeróbias, por serem unidades desprovidas de sistema de coleta dos gases, emitem gás metano diretamente para a atmosfera, sendo esse um dos principais gases de efeito estufa, configura-se como um potencial poluidor ambiental (MARA e PEARSON, 1987; FORESTI, 2013; GLAZ et al, 2016), outro aspecto indesejável das lagoas convencionais é a acumulação relativamente rápida de lodo no fundo da lagoa (CAVALCANTI et al., 2001).

Em contrapartida, o uso de sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos cresceu nos últimos anos, principalmente em países de clima quente, a exemplo do Brasil. Dentre os processos anaeróbios, destaca-se o reator UASB, que atinge boa eficiência na remoção de DBO (em torno de 60% a 75%), com baixos tempos de detenção, e apresenta elevada simplicidade operacional e a inexistência de equipamentos sofisticados ou que demandem consumo de energia (VON SPERLING et al., 2003). A desvantagem dos reatores UASB está no residual de material orgânico, da ordem de 30 a 40%, o efluente contém nitrogênio amoniacal que não é removido no processo e sulfeto. No Brasil, a aplicação de reator UASB requer, necessariamente, unidades de pós-tratamento dos efluentes para atender aos padrões de lançamento vigentes (FORESTI, 2013).

Este pós-tratamento pode ser alcançado de forma simples e satisfatória em Lagoas de Polimento (LP), que constituem uma das alternativas mais atraentes de desinfecção de efluentes de reatores UASB, uma vez que mantêm a simplicidade operacional e o baixo custo típico dos reatores anaeróbios (MASCARENHAS et al., 2004). Além disso, apresenta condições adequadas para remoção de nutrientes e também de patógenos (VON SPERLING, 2005; JORDÃO e PESSOA, 2011).

De acordo com Cavalcanti et al. (2001), o tempo de detenção hidráulica numa lagoa que recebe efluente de reator UASB é bem menor que aquele de uma lagoa tratando esgoto bruto, acrescenta ainda que o pós-tratamento de esgoto digerido em LP tem como objetivo adequar a qualidade do efluente anaeróbio à qualidade exigida pelas normas vigentes, para lançamento em águas de superfície ou uso em culturas irrigadas, sem que haja um impacto adverso no meio ambiente ou possibilidade de problemas de saúde pública.

Segundo Van Haandel e Marais (1999), o lançamento de grandes quantidades de nutrientes dissolvidos em corpos hídricos tende a causar um crescimento exacerbado da vida aquática. Nessa perspectiva, Mota e Von Sperling (2009) relatam que o nitrogênio e fósforo, presentes seja no esgoto bruto ou em efluentes tratados, de vários processos de tratamento, levam a eutrofização. Na maioria dos países, os níveis de nitrogênio no efluente das estações de tratamento de águas residuárias são regulados para mitigar os possíveis efeitos nocivos da descarga de nitrogênio nos corpos aquáticos (PARK et al., 2015). De acordo com Metcalf e Eddy (2016) em decorrência do crescimento de algas nas águas superficiais, vem crescendo o interesse e a necessidade do controle das quantidades de compostos de fósforo que adentram as águas superficiais por meio de descargas de efluentes domésticos e industriais, bem como do escoamento superficial.

As restrições da legislação ambiental, aliada à crescente preocupação com a poluição hídrica, a remoção de nitrogênio e fósforo passaram também a ser considerados nos projetos de estações de tratamento de esgotos (BELLI, 2015).

Cavalcanti et al. (2001), afirmam que em decorrência das lagoas de polimento receberem um esgoto já digerido por um reator UASB, ter-se-á, no afluente da lagoa de polimento, uma concentração baixa de material orgânico e, portanto, a geração de CO₂ na lagoa de polimento será reduzida, somando-se a isto, o fato de haver uma maior atividade fotossintetizante e, conseqüentemente, um maior consumo de CO₂, uma vez que o afluente, apresentará baixa turbidez, facilitando a penetração da luz solar na coluna líquida. Assim sendo, pode haver uma redução importante da concentração de CO₂, resultando num aumento substancial do pH. Os mesmos autores reportam que o aumento do pH abre a possibilidade de se efetuar a remoção de nutrientes nas lagoas de polimento.

Von Sperling (2002) relata que a remoção de amônia e fosfato é maior em LP de baixas profundidades, <1,0 m. Segundo Cavalcanti et al. (2001), a remoção de amônia começa a ser factível a partir de um pH de 8,0, aumentando à medida que o pH se eleva, enquanto a remoção de fósforo, na forma de seu íon fosfato, só começa a ser significativa quando o pH supera o valor de 9,0.

De acordo com Cavalcanti (2009) em Lagoas de Polimento operando em regime de Bateladas Sequenciais (LPBS) a taxa de remoção de Coliformes Termotolerantes (CTT) é máxima, assim, maior que as de fluxo contínuo com mesmas dimensões, tornando essa a razão preponderante para a aplicação de LPBS. Levando em consideração que a remoção de CTT é quem determina o tamanho das LP, já que os processos de remoção de ovos de helmintos, DBO e SST precedem a remoção de CTT.

A vantagem mais importante do uso da combinação de reator UASB seguido de LP é a redução da área necessária, em comparação com o sistema convencional de lagoas de estabilização (CAVALCANTI et al., 2001). Os autores supracitados também relatam que ao utilizar o sistema de LP, torna-se viável operar

sistemas de tratamento mais próximos das áreas urbanas, tendo em vista que não há problemas com odores em lagoas de polimento, reduzindo-se assim a extensão do emissário, propiciando ainda a opção de operar mais de um sistema de tratamento.

Neste contexto, essa pesquisa é de grande relevância, pois, visa comparar o sistema UASB seguido por lagoa de polimento com o sistema convencional de lagoas de estabilização, mostrando que é possível obter um efluente final com qualidade similar ou superior em um menor TDH, sem os problemas relacionados a essas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os trabalhos experimentais foram desenvolvidos em escala piloto, na EXTRABES (Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários), no município de Campina Grande/PB. O aparato experimental foi composto por um reator UASB e duas lagoas de polimento L1 e L2 com profundidades de 0,4 e 0,6 m, respectivamente, conforme apresentado na Figura 1 (a e b). O reator UASB utilizado na pesquisa encontrava-se em operação há 24 meses, portanto, operando sob condições estacionárias. As lagoas de polimento foram confeccionadas em fibra de vidro, tendo diâmetro de 0,5 m. Foram operadas em regime de bateladas sequenciais. A alimentação foi realizada mediante bombeamento e o TDH foi definido em função da profundidade da lagoa. As lagoas de polimento possuíam agitação lenta para simular a ação dos ventos.



Figura 1: Reator UASB em operação na estação experimental (A); Lagoas de Polimento (B).

Para análise da eficiência da aplicação do sistema composto por reator UASB associado a lagoas de polimento, foram realizadas análises físico-químicas do esgoto bruto, do efluente do reator UASB, bem como das lagoas de polimento. Seguindo as metodologias descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), com exceção de alcalinidade que foi realizado pelo método de Kapp (BACHAUER, 1998), bem como oxigênio dissolvido e temperatura que foram medidos via respirômetria, utilizando para tanto o respirômetro Beluga versão S32, mais detalhes do princípio de funcionamento do respirômetro pode ser encontrado em Catunda e van Haandel (1982) e Silva Filho (2016). Para uma melhor representatividade as análises eram realizadas diariamente e coletadas sempre às 9:00 horas. Os parâmetros analisados encontram-se descritos no Quadro 1.

Quadro 1: Análises físico-químicas e microbiológicas realizadas para o acompanhamento do desempenho do sistema

PARÂMETRO	TÉCNICA ANALÍTICA	REFERÊNCIA	UNIDADE
pH	Direto, Potenciômetro	APHA (2012) 4500-B	-----
Temperatura	Respirométrico	VAN HAANDEL; CATUNDA (1982)	°C
Alcalinidade total	Método de Kapp	BACHAUER (1998)	mgCaCO ₃ /L
OD	Respirométrico	VAN HAANDEL; CATUNDA (1982)	mgO ₂ /L
DQO	Titulométrico por refluxação fechada	APHA (2012) 5220-C	mgO ₂ /L
SST	Gravimétrico	APHA (2012) 2540-D	mg/L
Amônia	Titulométrico	APHA (2012) 4500NH ₃ -C	mgNH ₃ /L
Ortofosfato	Método do ácido ascórbico	APHA (2012) 4500P-	mgPO ₄ ³⁻ /L

RESULTADOS

Nas tabelas 1 e 2 podem ser observados os valores médios e a eficiência de remoção para os parâmetros de DQO, sólidos suspensos totais, amônia e ortofosfato.

Tabela 1: Valores médios observados ao longo do período de operação.

	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Amônia (mgNH ₃ /L)	Ortofosfato (mgPO ₄ ³⁻ /L)
Bruto	416,0	291,3	54,0	6,1
UASB	151,2	109,5	55,1	6,4
L1	135,8	130,8	0,0	0,6
L2	116,0	114,7	0,0	1,2

Tabela 2: Eficiências médias observadas ao longo do período de operação.

	DQO %	SST %	Amônia %	Ortofosfato %
UASB	63,70	62,41	--	--
UASB+L1	67,36	55,09	100,00	89,81
UASB+L2	72,12	60,63	100,00	80,92

Para DQO a eficiência do sistema UASB + lagoa de polimento foi de 67,36 e 72,12% para L1 e L2 respectivamente. Apenas o reator UASB apresentou remoção de 63,7% da DQO, enquanto as lagoas de polimento pouco acrescentaram nessa remoção, o que era de se esperar, já que esse não é o principal objetivo das lagoas de polimento. Dias et al. (2014) operando lagoas de polimento no pós tratamento de efluente de

reator UASB, reportaram que pode ocorrer um acréscimo de DQO, isso decorre da presença de algas nas lagoas. De acordo com Cavalcanti (2003) a presença abundante de algas em efluente de lagoas de polimento, faz com que a DQO mantenha-se elevada, e raramente apresenta-se menor que 100 mg/L.

A eficiência do sistema UASB + lagoa de polimento para SST foi de 55 e 60% para L1 e L2 respectivamente, enquanto UASB isoladamente apresentou eficiência de 62%. Ou seja, as lagoas de polimento apresentam um acréscimo quanto ao efluente recebido pelo UASB, corroborando com Dias et al. (2014) onde os autores reportam que houve um acréscimo na concentração de SST devido à presença de algas nas lagoas de polimento. Segundo Cavalcanti (2003) em termos de remoção de sólidos suspensos, a lagoa de polimento é particularmente ineficiente em decorrência da presença de algas.

No que tange ao oxigênio dissolvido e temperatura das lagoas de polimento, foram realizadas três leituras diárias (08, 12 e 16h), apresentado uma média de OD para as lagoas de polimento de 8,5 e 8 mg/L para L1 e L2, respectivamente, enquanto a temperatura média nas lagoas foi de 27,13°C em L1 e de 27°C em L2. Vale ressaltar ainda, que no mesmo dia em que se iniciava uma nova batelada já ocorria um acréscimo do OD para níveis próximos a saturação.

Quanto ao ortofosfato, o tempo médio para que se atingisse valores próximos a 1 mg/L foi de 10 dias para L1 e de 15 dias para L2, conforme pode-se observar na figura 2. Nota-se ainda que, a partir 15 dias em L3 não há mais redução na concentração de ortofosfato, mantendo-se praticamente constante. Contudo, o período analisado foi de vinte dias. Para o período analisado em L1 a remoção média de ortofosfato foi 89,81% enquanto em L2 a média foi de 80,92%. De acordo com van Haandel e Lettinga (1994), o fosfato pode precipitar na forma de hidroxiapatita ou extruvita e em lagoas especialmente rasas, a remoção de fósforo pode ser elevada, caso observado nesse trabalho. Para Cavalcanti et al. (2001), o pH deve ser no mínimo 9 para que haja uma precipitação significativa de fósforo. Pires et al. (2013) reportam que o aumento do pH que ocorre como consequência de atividade fotossintética leva à precipitação de fósforo por complexação com íons metálicos em solução. Assim, em decorrência dos elevados valores de pH como pode-se observar na Figura 4, a remoção de fósforo nas lagoas de polimento ocorreu via precipitação, ademais, comparando as Figuras 2 e 3, pode-se observar que com o aumento do pH, há uma redução na concentração de fósforo dissolvido na água.

Os resultados corroboram com Pontes et al. (2017), que operando lagoas de polimento em regime de bateladas, com TDH total de 8 dias, sendo que o afluente de uma lagoa permanecia por dois dias em uma lagoa de transbordo e seis na lagoa de polimento, enquanto o afluente da segunda lagoa permanecia os oito dias na lagoa, a profundidade utilizada foi de 0,45 m, obtiveram uma eficiência de remoção de ortofosfato 43% e 57%, respectivamente nas lagoas 1 e 2.

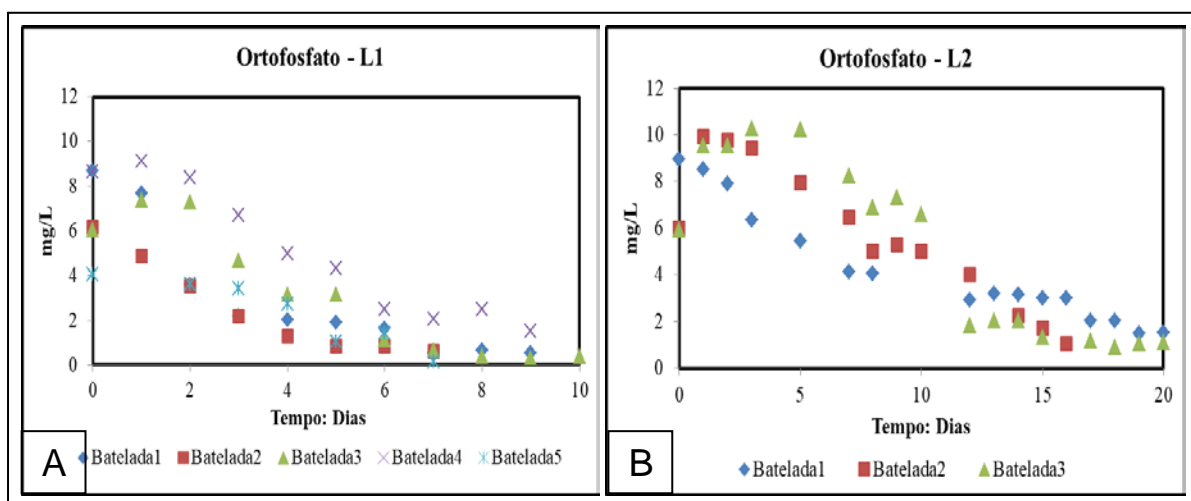


Figura 2: Decaimento de ortofosfato ao longo do tempo para L1 (A) e L2 (B).

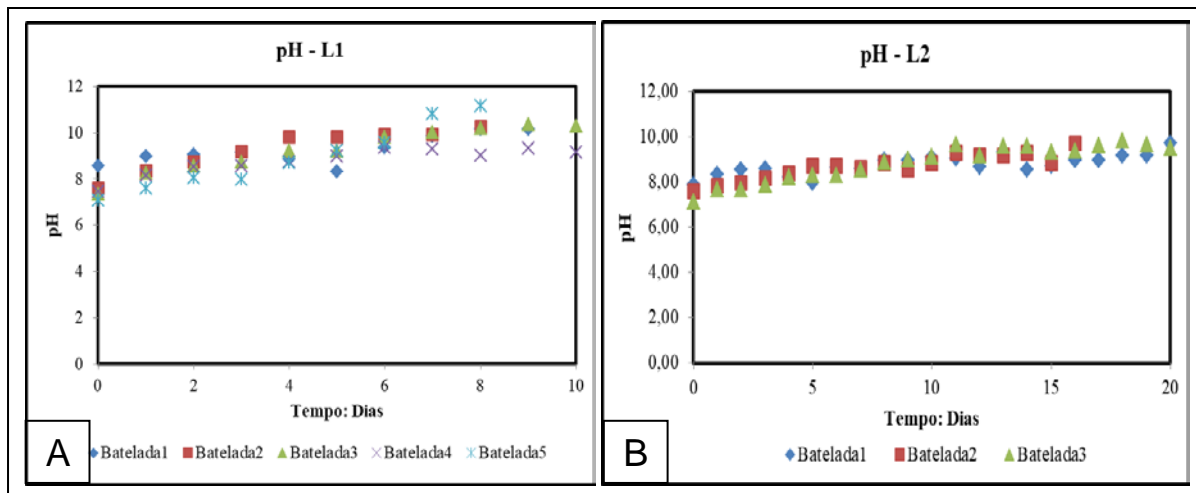


Figura 3: Variação do pH ao longo do tempo para L1 (A) e L2 (B).

De acordo com Mascarenhas et al. (2004) o principal mecanismo de remoção da amônia em lagoas de polimento é a volatilização, que ocorre em elevados valores de pH. Segundo Leite et al. (2011) a remoção de amônia é um processo físico, no qual a amônia livre é perdida pela volatilização da superfície da fase líquida para a atmosfera. A transferência de massa de gás de amônia através de uma interface de líquido depende da temperatura e da profundidade da água (MAYO e MATUMBA, 2005). É possível observar o comportamento da amônia nas lagoas de polimento na Figura 4, na qual pode-se notar a influência da profundidade, onde a remoção praticamente completa da amônia L1 ocorreu em média 5 dias e 10 dias para L2. A remoção foi atribuída a volatilização da amônia pelos elevados valores de pH observados na Figura 3, essa remoção é justificada pela redução da alcalinidade, como apresentado na Figura 5. Os resultados obtidos vão de encontro aos encontrados por Bastos et al. (2010), que estudaram uma unidade de tratamento constituída por um conjunto UASB + filtro biológico aerado em escala real no município de Viçosa/MG, seguido por um conjunto de três lagoas de polimento em série e uma quarta lagoa em paralelo à terceira, essas em escala piloto. Quanto à remoção de amônia, os autores relataram que o provavelmente se deu em decorrência da volatilização, justificada pela acentuada atividade fotossintética no sistema, explicando, respectivamente, a redução de alcalinidade e elevação do pH ao longo da série de lagoas. De fato, foi constatado nesse trabalho que a elevação do pH acompanha a remoção da amônia que por sua vez reduz a alcalinidade.

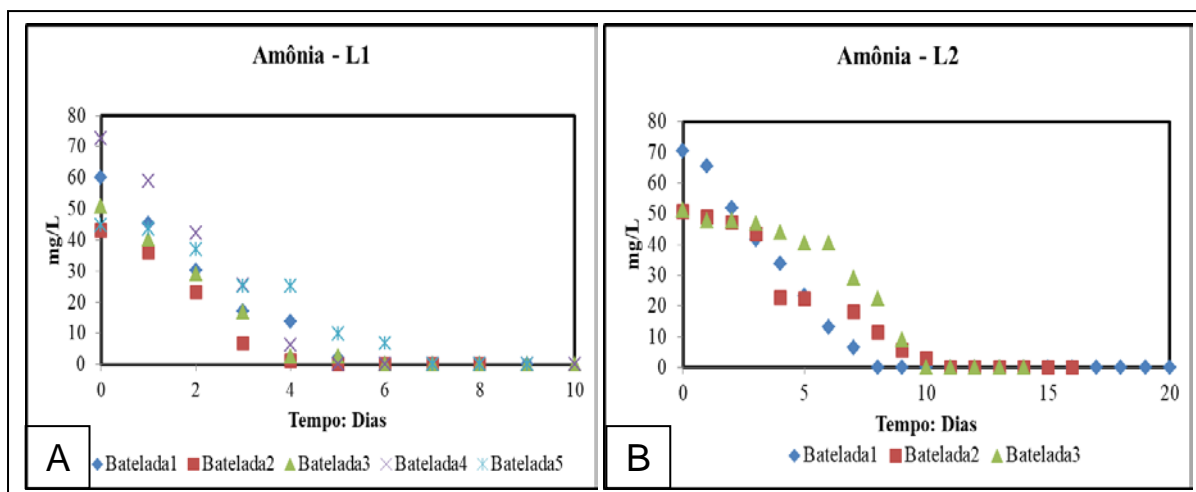


Figura 4: Decaimento da amônia ao longo do tempo para L1 (A) e L2 (B).

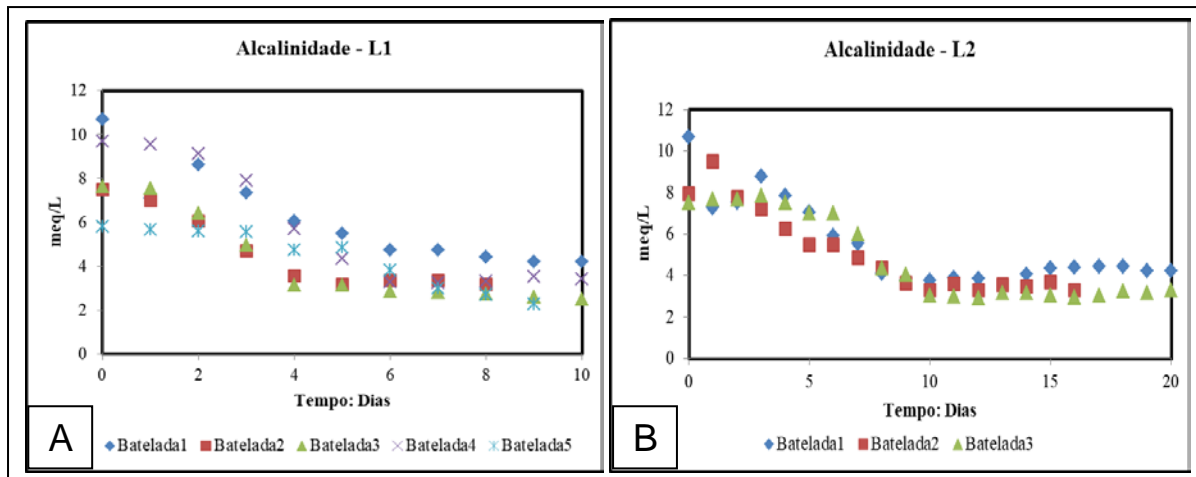


Figura 5: Variação da alcalinidade ao longo do tempo para L1 (A) e L2 (B).

Embora em sistemas convencionais de lagoas de estabilização a média de remoção de SST esperada seja de 73 a 85% (VON SPERLING, 2005; JORDÃO e PESSOA, 2011), D'Alessandro et al. (2015) avaliando lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Trindade do município de Trindade, estado de Goiás, encontraram remoção de 54% de SST, resultado similar ao encontrado nesse trabalho, onde a associação de reator UASB com lagoas de polimento apresentou média de 55,09 e 60,63% respectivamente para L1 e L2.

Quando a remoção de amônia, nos sistemas convencionais de lagoas de estabilização, a média está na faixa de 50 a 65%, à medida que a remoção de fósforo em média ultrapassa os 50% (VON SPERLING, 2005). Mburu et al. (2013) comparou lagoas de estabilização convencionais com uma escala piloto de wetlands, na qual foi observado uma eficiência média de amônia na ordem de 56% para o sistema de lagoas de estabilização, confirmando a citação de von Sperling (2005). D'Alessandro et al. (2015), encontraram eficiência na remoção de ortofosfato em média 68% para lagoas com profundidade variando entre 1,7 a 1,3 m, com TDH variando de 15,9 a 37,7 dias. Neste trabalho, os valores de remoção de fósforo na forma de ortofosfato ultrapassam 80% e para amônia atingiu remoção completa.

Em termos de área per capita necessária, os sistemas convencionais apresentam uma necessidade de 3 a 5 m²/hab (VON SPERLING, 2005), embora, Mburu et al. (2013) reportam uma relação de 8,3 m²/hab. Em contrapartida, em lagoas de polimento, von Sperling (2005) relata que a área necessária varia de 1,5 a 2,5 m²/hab, corroborando com os valores encontrados nesta pesquisa, 2,5 m²/hab, para as duas lagoas analisadas, considerando a estimativa definida pela NBR 7229 – ABNT, em que a contribuição de efluente doméstico por pessoa/dia de uma casa de padrão baixo é de 100L.

Por fim, analisando os resultados apresentados para os sistemas UASB+ Lagoa de polimento e o sistema convencional de lagoas de estabilização, pode ser evidenciado o melhor desempenho das LP quanto à remoção de nutrientes, bem como uma considerável redução da área, tendo em vista ser necessário um TDH menor que sistemas convencionais. Outra vantagem intrínseca desse sistema é o decaimento das CTT ser alcançado de maneira mais rápida que em sistemas convencionais de lagoas de estabilização, proporcionando a possibilidade de reúso irrestrito do efluente tratado na agricultura, assim, à remoção de nutrientes não seria desejada, e, o TDH das lagoas poderia ser reduzido ainda mais, visto que, Cavalcanti (2009) operando lagoas de polimento em regime de bateladas sequenciais com 0,65m, estabeleceu que o TDH necessário para que o decaimento das CTT atingisse padrão de reúso irrestrito na agricultura era de 5 dias, e a remoção de ovos de helminto precede o decaimento das CTT.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

A associação de reatores UASB com lagoas de polimento operadas em regime de bateladas sequenciais demonstrou-se eficiente ao que se propunha, com elevada remoção de ortofosfato e amônia. Contudo, as

lagoas de polimento promoveram uma pequena remoção adicional de DQO, e, não apresentaram redução nos valores de SST.

Demanda menor área e produz um efluente final com qualidade similar ou superior em um tempo de detenção bem menor, além da possibilidade de remover nutrientes, tornando-se torna mais vantajoso frente aos sistemas convencionais de lagoas de estabilização. Assim, se constata a viabilidade técnica e ambiental do sistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22. ed. Washington D C. 2012.
2. BASTOS, R. K. X.; DORNELAS, F. L.; RIOS, E. N.; RUAS, D. B.; OKANO, W. Y. *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. 2010.
3. BACHAUER, K. *A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process*. Water SA, v.24, n. 1, p. 49-56. 1998.
4. BELLI, T. J. *Biorreator à membrana em batelada sequencial para a remoção de nutrientes de esgoto sanitário: desempenho do tratamento, colmatção das membranas e estratégias de otimização*. (2015). Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.
5. CAVALCANTI, P. F. F. *Integrated Application of the UASB Reactor and Ponds for Domestic Sewage Treatment in Tropical Regions*. Sub-department of Environmental Technology, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands (Ph.D. thesis). 2003.
6. CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M. L.; MONTEGGIA, L. O. *Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento*. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.) *Pós-tratamento de reatores anaeróbios*. (Projeto PROSAB), Belo Horizonte: ABES, 2001, p.105-170.
7. CAVALCANTI, P. F. F. *Aplicação de reatores UASB e lagoas de polimento no tratamento de esgoto doméstico*. Gráfica Santa Marta, João Pessoa, Paraíba. 2009. 172p.
8. DIAS, D. F.; POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUES, V. A.; VON SPERLING, M. *Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil*. Ecol Eng 71: 206–214. 2014.
9. D’ALESSANDRO, E. B.; SAAVEDRA, N. K.; SANTIAGO, M. F.; D’ALESSANDRO, N. C. O. *Influência da sazonalidade em lagoas de estabilização*. Ingeniería del Agua, v. 19, n.4, p. 193-209, 2015.
10. FORESTI, E. *Tratamento de esgoto*. IN: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (Org.). Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão. 1ª ed. São Paulo, Elsevier. 2013. p. 454-475.
11. GLAZ, P.; BARTOSIEWICZ, M.; LAURION, I.; REICHWALDT, E. S.; MARANGER, R.; GHADOUANI, A. *Greenhouse gas emissions from waste stabilization ponds in Western Australia and Quebec (Canada)*. Water Res. 2016, vol. 101, p. 64–74. 2016.
12. JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*, 6ª. Edição, Rio de Janeiro: ABES, 2011.
13. MBURU, N.; TEBITENDWA, S. M.; VAN BRUGGEN, J. J.; ROUSSEAU, D. P.; LENS, P. N. *Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: a case study of the Juja sewage treatment works*. Environ. Manag. 128, 220-225. 2013.
14. MARA, D. D.; PEARSON, H. W. *Waste Stabilization Ponds. Design Manual for Mediterranean Europe*. The Hague: Regional Office for Europe Copenhagen, p. 1 - 59 1987.
15. MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. *Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasa, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 1, 2004.
16. MAYO, A. W.; MUTAMBA, J. *Modelling nitrogen removal in a coupled HRP and unplanted horizontal flow subsurface gravel bed constructed wetland*. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 30(11-16), 673–679. 2005.
17. METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de Efluente e Recuperação de Recursos*. Tradução de HESPANHOL, I.; MIERZWA, J. C. - 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
18. MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Rio de Janeiro: ABES, p. 428, 2009.



19. NBR, ABNT. 7229: *Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Rio de Janeiro: ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1993.
20. PARK, HEE-DEUNG; CHANG, IN-SOUNG; LEE, KWANG-JIN. *Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*. Boca Raton, Flórida: Taylor & Francis Group, LLC, 2015. 436p.
21. PONTES, T. G.; SOUSA, J. T.; LEITE, V. D. *Pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoas de polimento com alimentação em fluxo contínuo e batelada*. Revista AIDIS. v.10. 31-47. 2017.
22. PIRES, J. C. M.; ALVIM-FERRAZ, M. C. M.; MARTINS, F. G.; SIMÕES, M. *Wastewater treatment to enhance the economic viability of microalgae culture*. Environmental Science and Pollution Research, 20, 5096–5105. (2013).
23. VAN HAANDEL, A. C.; CATUNDA, P. F. C. *Determinação da taxa de consumo de oxigênio*. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 21, n. 4, p. 481-488. 1982.
24. VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente*. Campina Grande: EpGraf, ed.2, V.1, 255p. 1994.
25. VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operação*. Universidade Federal da Paraíba, 1999.
26. VON SPERLING, M. *Lagoas de Estabilização. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*, v.3. 2.ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2002.
27. VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Vol 1. 3ª ed. Belo Horizonte – MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005. 452p.
28. VON SPERLING, M.; JORDÃO, E.P.; KATO, M.T.; ALEM SOBRINHO, P.; BASTOS, R.K.X.; PIVELI, R. Capítulo 7: *Lagoas de estabilização*. In: Gonçalves, R.F. (coord). *Desinfecção de efluentes sanitários*. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP. 2003. p. 277-336.