

II-099 - AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE DESNITRIFICAÇÃO EM DUAS LAGOAS DE POLIMENTO COM E SEM LODO OPERADAS EM PARALELO

Valéria Antônio Justino Rodrigues

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (Brasil). Engenheira de Segurança do Trabalho pela Universidade Federal de Viçosa (Brasil). Mestre em Tecnologia e Utilização de Produtos Florestais, no Programa de Mestrado em Ciência Florestal, pela Universidade Federal de Viçosa (Brasil). Especialista em Direito Agrário e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (Brasil). Doutoranda em Saneamento no Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos na Universidade Federal de Minas Gerais (Brasil).

Daniel Filipe Cristelo Dias

Engenheiro Civil pela Universidade do Algarve (Portugal). Mestre em Geotecnia e Ambiental, no Programa de Mestrado em Engenharia Civil, pela Universidade da Beira Interior (Portugal). Doutorando em Saneamento no Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos na Universidade Federal de Minas Gerais.

Thiago Emanuel Possmoser F Nascimento

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Rondônia (Brasil). Mestre em Saneamento no Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos na Universidade Federal de Minas Gerais (Brasil) - Professor da UNESC - Faculdades Integradas de Cacoal.

Letícia Silva Gomes Rosa

Graduanda em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Minas Gerais. Bolsista de iniciação científica no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental na Universidade Federal de Minas Gerais

Marcos von Sperling⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Doutor em Engenharia Ambiental pelo Imperial College (Universidade de Londres). Professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Endereço⁽¹⁾: Av. Antônio Carlos 6627 – Escola de Engenharia, Bloco 1 – sala 4622; 31270-901 – Belo Horizonte - MG, Brasil - e-mail: marcos@desa.ufmg.br.

RESUMO

As lagoas de polimento são sistemas naturais bastante utilizados para remoção de matéria orgânica, patógenos e nutrientes no Brasil. Porém, em relação à remoção de nitrogênio há muita controvérsia sobre quais mecanismos são importantes e qual o papel do sedimento no processo. Para avaliar o potencial de remoção de nitrato e o papel do sedimento foi realizado um monitoramento em duas lagoas de polimento (com e sem lodo) operadas em paralelo. Primeiramente, foram medidas as concentrações de NTK, NH_4^+ e NO_3^- durante sete meses com amostragem semanal e por último foi realizado um teste com aplicação de um pulso de nitrato na entrada das lagoas. A concentração de nitrato aplicada no pulso, em cada lagoa, foi de $30 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ e o monitoramento do teste foi realizado durante 18 dias com quatro coletas de amostras compostas por dia. Em ambos os testes as lagoas receberam a mesma carga orgânica e vazão. Com estudo, foi observado que a lagoa com lodo, mesmo com menor TDH efetivo, apresentou comportamento similar à lagoa sem lodo em relação à remoção de nitrogênio e menor residual de nitrato no efluente indicando que, possivelmente, ocorreu desnitrificação. Acredita-se que esse fato esteja relacionado com a presença do lodo, que contribuiu para o processo de remoção. Com a aplicação do pulso de nitrato, observou-se que a remoção de N-NO_3^- nas duas lagoas foi acima de 90% e o processo ocorreu praticamente dentro do TDH teórico das lagoas. Após esse tempo (TDH), a concentração de nitrato se aproximou-se dos valores comumente medidos no monitoramento rotineiro do sistema. A pesquisa permitiu avaliar que o sedimento interfere positivamente na remoção de nitrogênio e as lagoas apresentam potencial para remoção de nitrato por desnitrificação. Porém, esse mecanismo depende da nitrificação que é, possivelmente, inibida pela assimilação (redução de amônio no processo).

PALAVRAS-CHAVE: Remoção de nitrogênio, Lagoas de polimento, Sedimento, Nitratos.

INTRODUÇÃO

As lagoas de estabilização têm sido utilizadas para a remoção de matéria orgânica, organismos patogênicos e nutrientes, particularmente nitrogênio (MAYO, 1995; ZIMMO *et al.*, 2005; ROCKNE; BREZONIK, 2006; ALAHMADY *et al.*, 2013). Picot *et al.* (2009) afirmaram que, embora as lagoas sejam amplamente reconhecidas pela sua alta capacidade na remoção de patógenos e poluentes orgânicos, pouca atenção tem sido dada ao seu potencial de remoção de nutrientes. Esse fato é bastante preocupante para os locais que não exercem práticas de reuso e descartam seus efluentes em corpos receptores, sem se preocupar com as possíveis degradações ambientais.

O nitrogênio causa efeitos adversos ao ambiente e aos seres vivos: toxicidade da amônia ionizada para os peixes e outros organismos aquáticos, interferência na ação do cloro livre residual nos processos de desinfecção, síndrome do bebê azul (metemoglobinemia) e eutrofização (ABDEL-RAOUF *et al.*, 2012). A remoção do nitrogênio em lagoas ocorre por meio de vários mecanismos: assimilação biológica (algas e bactérias), mineralização, sedimentação, volatilização da amônia e nitrificação/desnitrificação (MAYO; MUTUMBA, 2005; CRAGGS, 2005; PICOT *et al.*, 2009).

Pesquisadores afirmam que a volatilização da amônia explica parte da remoção de nitrogênio, enquanto alguns relatam que este processo responde apenas por uma pequena fração. Outros pesquisadores, com base na baixa concentração de nitrato no efluente de lagoas, sugerem que a nitrificação seguida da desnitrificação tem um papel irrelevante no processo de remoção de nitrogênio (FERRARA; AVCI, 1982; REED, 1985; SILVA *et al.*, 1995). No entanto, Zimmo *et al.* (2003), Gonzalez *et al.* (2008), Picot *et al.* (2009) e Keffala *et al.* (2011) têm mostrado que a nitrificação/desnitrificação é um processo importante na rota de conversão de nitrogênio em lagoas e consequente remoção do sistema.

Apesar da maioria dos estudos focarem na coluna líquida da lagoa, Keffala *et al.* (2011) comentaram que o sedimento tem grande importância no processo de remoção de nitrogênio devido à estratificação do mesmo em relação aos ambientes aeróbio, anóxico e anaeróbio, que são favoráveis aos processos de nitrificação e desnitrificação, respectivamente. Acredita-se que o material bentônico, estratificado em função da concentração de oxigênio, tenha função importante na rota de remoção por nitrificação/desnitrificação. Enquanto o primeiro ocorre na interface entre a água e o sedimento (zona aeróbia), o processo de conversão de nitratos a N_2 acontece nas camadas inferiores a essa (zona anóxica).

Segundo Mayo (2013), a desnitrificação foi o maior mecanismo de remoção de nitrogênio observado em lagoas de maturação na Tanzânia quando as condições de absorção de amônia pelas algas não eram favoráveis. A remoção de nitrogênio nas lagoas de maturação estudadas por Mayo foi de 89%. Diante das lacunas observadas na literatura, o estudo tem como objetivo avaliar o processo de nitrificação/desnitrificação, assim como a interferência do sedimento na remoção de nitrogênio por essa via. O estudo foi realizado no sistema composto por reator UASB seguido de lagoas de polimento do Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS UFMG/Copasa). As lagoas de polimento são iguais e foram operadas em paralelo, recebendo a mesma carga e vazão afluente, com a única diferença em relação à presença do lodo em uma das lagoas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Local de estudo

O estudo foi realizado em escala real no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) que se encontra localizado no limite entre os municípios de Belo Horizonte e Sabará/MG (coordenadas geográficas: latitude 19° 17' S e longitude 44° 00' W). O clima da região é tropical de altitude com temperatura e precipitação média anual de 22,1 °C e 1540 mm, respectivamente. A estação chuvosa ocorre entre Outubro e Março e a seca entre Abril e Setembro.

No local há diversos reatores UASB, filtros biológicos percoladores, sistemas alagados construídos de escoamento horizontal e vertical, além das lagoas de polimento objeto do presente estudo. O reator UASB e as lagoas de polimento foram projetados para atender a uma população contribuinte de 250 habitantes e receber uma pequena parte de esgoto da ETE-Arrudas, correspondente a uma vazão de 40 m³.d⁻¹. Nas figuras 1 e 2 são

mostrados o arranjo das unidades experimentais do CePTS nas dependências da ETE-Arrudas e as lagoas de polimento.



Figura 1 - Unidades experimentais de tratamento do CePTS/UFMG dentro das dependências da ETE-Arrudas/COPASA.



Figura 2 - Sistema experimental em escala real composto por Reator UASB seguido de duas lagoas de polimento do CePTS/UFMG.

Aparato experimental

Os principais parâmetros de projeto e a configuração do sistema são mostrados na Tabela 1 e na Figura 3, respectivamente.

Tabela 1 - Principais parâmetros de projeto e operação do reator UASB e das lagoas de polimento.

Características	Unidade	Lagoa com lodo	Lagoa sem lodo
Comprimento no fundo	m	25,00	25,00
Largura do fundo	m	5,25	5,25
Altura da lâmina d'água	m	0,71	0,78
Inclinação dos taludes internos	graus	45	45
Área superficial	m ²	153	155
Vazão média	m ³ .d ⁻¹	18,9	18,9
TDH teórico médio (V/Q)*	d	6,0	6,5

*Calculado sem considerar o volume acumulado de lodo.

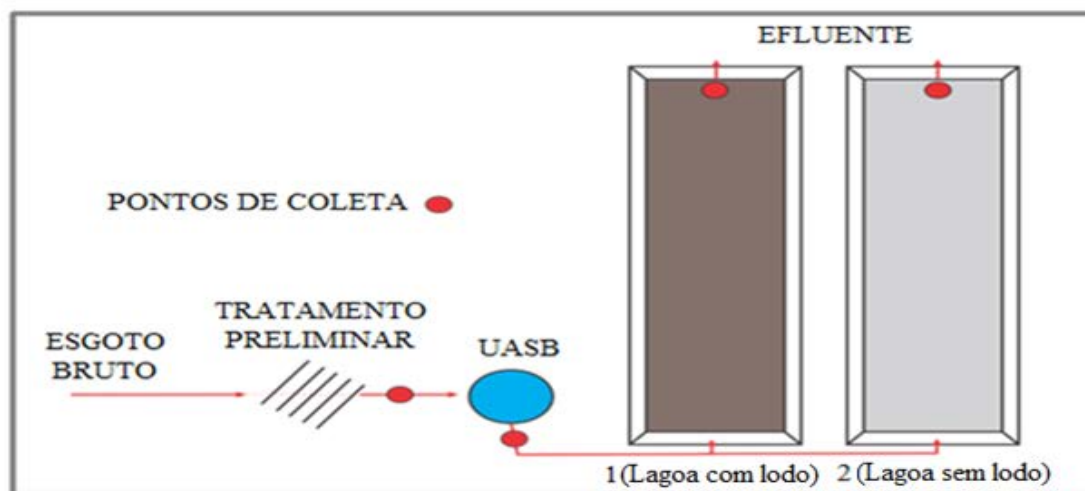


Figura 3 - Configuração do sistema de tratamento estudado e pontos de coleta dos efluentes.

A lagoa 1 foi operada com o lodo acumulado após 11 anos de operação do sistema (ocupando aproximadamente 40% do volume total) e a lagoa sem lodo foi operada com o lodo completamente removido antes do início do experimento. As lagoas de polimento foram monitoradas em paralelo com a mesma vazão e carga orgânica advinda do reator UASB.

A amostragem dos dados foi realizada nos meses de maio a novembro de 2013 nas duas lagoas de polimento do CePTS, sendo essas denominadas lagoa com lodo (lagoa 1) e lagoa sem lodo (lagoa 2). Foram realizados dois experimentos sequenciais, os quais são descritos abaixo:

- Comparação entre as duas lagoas iguais operando em paralelo e recebendo a mesma carga afluente, sendo que uma lagoa tinha lodo acumulado ao longo dos 11 anos de operação, e a outra lagoa não tinha lodo;
- Teste de adição em pulso de uma massa de nitrato em ambas as lagoas, e avaliação do seu decaimento ao longo do tempo.

O período de experimento compreendeu sete meses de avaliação da interferência do lodo na remoção de nitrogênio e um mês do teste de remoção de nitrato.

Influência do lodo no processo de remoção de nitrogênio

A influência do lodo foi avaliada por meio do monitoramento de compostos nitrogenados (NTK, amônio e nitrato) na entrada e na saída do reator UASB e das lagoas de polimento. O monitoramento foi realizado durante sete meses do ano, incluindo período seco e chuvoso. As lagoas foram operadas em paralelo e receberam a mesma vazão durante o período de teste. O nitrato e o amônio foram mensurados em um cromatógrafo de íons da marca Metrohm, modelo 850 Professional IC do Laboratório de Análises Instrumentais da UFMG. O procedimento para análise de NTK foi de acordo com a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Ensaio de remoção de nitrato (potencial de desnitrificação)

O teste de remoção de nitrato foi realizado simultaneamente na lagoa com lodo e na lagoa sem lodo. O potencial de desnitrificação nas lagoas foi avaliado por meio do monitoramento de nitrato na saída do sistema após a aplicação de uma massa de 25 kg de nitrato de sódio (12,95% N), em cada lagoa, representativa da concentração de 30 mg N-NO³/L caso esta massa fosse imediatamente distribuída em todo o volume de cada lagoa. A massa foi totalmente misturada com esgoto e aplicada no primeiro dia utilizando uma caixa (reservatório) de 1000 L. As coletas do efluente foram realizadas a cada hora no período de 18 dias em dezembro/2013, utilizando um amostrador ISCO 3700. Esse período corresponde, aproximadamente, a três vezes o tempo de detenção hidráulica (TDH) de cada lagoa, considerando o volume total ocupado pelo

compartimento líquido. Assim, a cada dia foram coletadas 24 amostras que foram separadas em grupos de seis, compreendendo quatro amostras compostas representando os períodos da madrugada (1:00h a 6:00h), manhã (7:00h a 12:00h), tarde (13:00h a 18:00h) e noite (19:00h a 24:00h). A cada hora foi coletado um volume de 0,3 L, e a amostra composta perfazia um volume total de 1,8 L.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Comparação das duas lagoas (com lodo e sem lodo) operando em paralelo

Na Tabela 2 são apresentados os valores medianos de concentração de DQO bruta, NTK, amônio e nitrato e a eficiência de remoção ao longo do sistema, bem como os valores significativamente diferentes entre as duas lagoas (com e sem lodo), segundo o teste não-paramétrico de Wilcoxon ao nível de 5% de significância.

Tabela 2 - Principais parâmetros de projeto e operação do reator UASB e das lagoas de polimento.

Amostra (N. Dados)	Concentração (mg.L ⁻¹)				Eficiência (%)	
	Bruto	UASB	L1(com lodo)	L2(sem lodo)	L1(com lodo)	L2(sem lodo)
DQO(45)	603 (±228)	213 (±56)	239 (±74)	220 (±67)	-13	-6
NTK(41)	42(±11,6)	39(±6,12)	<u>32(±6,28)</u>	<u>31(±6,27)</u>	<u>20</u>	<u>23</u>
N-NH₄⁺(48)	36(±11,5)	37(±4,77)	<u>28(±7,36)</u>	<u>23(±6,34)</u>	<u>21</u>	<u>28</u>
N-NO₃⁻(34)	0,49(±0,53)	0,72(±0,50)	<u>0,71(±0,63)</u>	<u>0,90(±0,57)</u>	-48	-116

Valores sublinhados: valor significativamente diferente entre as lagoas ($p < 0,5$). Sinal negativo (-) nas colunas de eficiência indica aumento ou formação do parâmetro no sistema.

A carga orgânica total mediana que as lagoas de polimento receberam foi de 11,4 kg.d⁻¹ e 3,04 kg.d⁻¹ em termos de DQO e DBO, respectivamente, correspondendo a taxas de aplicação orgânica superficial de 745 kgDQO.ha⁻¹.d⁻¹ e 199 kgDBO.ha⁻¹.d⁻¹. A vazão mediana do efluente do reator UASB foi de 37,8 m³.d⁻¹, o equivalente a 18,9 m³.d⁻¹ para cada lagoa, e a mediana do TDH foi de 5,7 d para a lagoa com lodo e 6,2 d para a lagoa sem lodo. Na Figura 4 é mostrada a variação da vazão afluyente e do TDH para as lagoas de polimento.

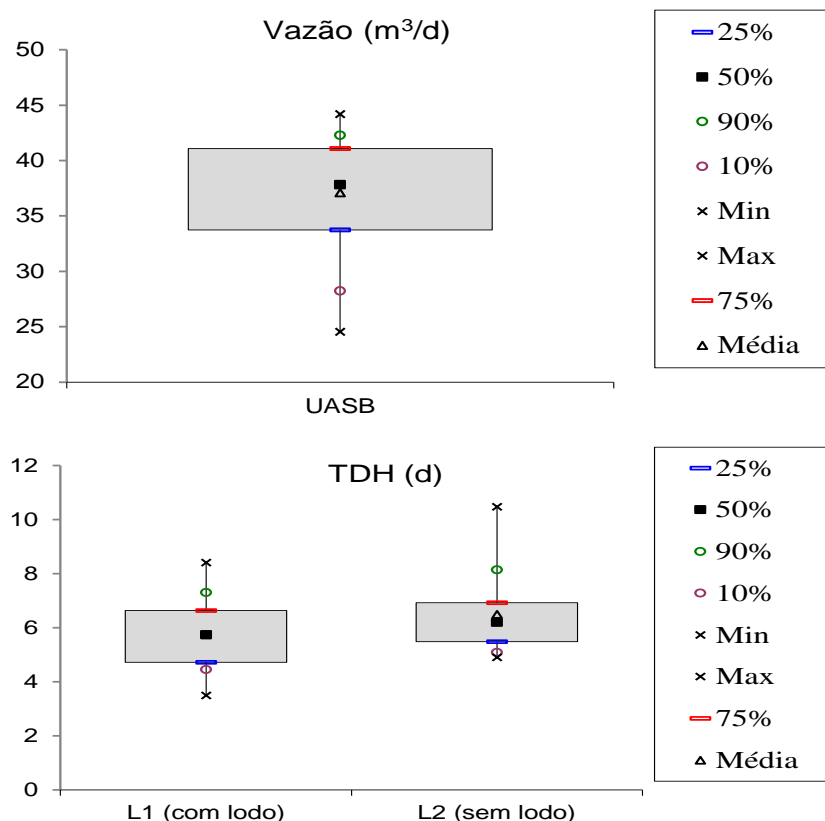


Figura 4 - Box Plot dos dados de vazão afluyente e TDH das lagoas de polimento do CePTS.

profundidades foi devido ao desnível no terreno, o que impossibilitou mantê-las exatamente com a mesma profundidade escolhida (0,70 m) para o teste de desempenho. Considerando que 40% do volume da lagoa 1 estava ocupado por lodo, o TDH médio efetivo desta lagoa foi inferior ao valor mostrado na Tabela 1, ou seja, $(1-0,4) \times 6,0 = 3,6$ d, pouco mais da metade do TDH da lagoa sem lodo. Na Figura 5 é mostrada a variação de profundidade e o TDH das lagoas (considerando o volume ocupado pelo lodo).

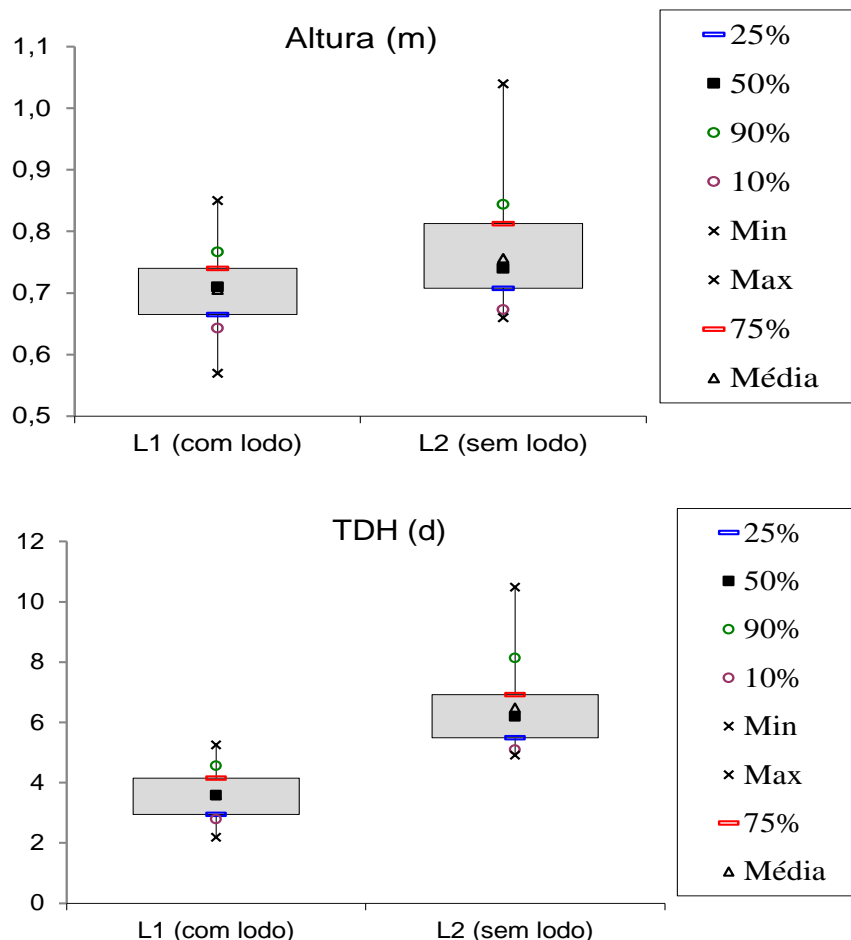


Figura 5 - Box Plot dos dados de altura do líquido e TDH das lagoas de polimento do CePTS (considerando a redução do volume útil pela presença do lodo).

No esgoto bruto há maiores concentrações de nitrogênio orgânico e amoniacal que diminuem ao longo do sistema por conversão em outras formas de nitrogênio ou por remoção propriamente dita. Parte do nitrogênio orgânico é convertida em amônio no reator UASB devido à reação de amonificação.

Estudos realizados por Dias *et al.* (2014) sobre a remoção de nitrogênio em um período de dez anos de monitoramento neste mesmo sistema (mas com as lagoas operando em série) mostraram que no reator UASB ocorreu uma formação de 25,3% de nitrogênio amoniacal. No mesmo estudo foram encontradas remoções de 24,3% de nitrogênio amoniacal e 13,9% de NTK na lagoa com lodo. Em cada lagoa de polimento do CePTS a remoção de nitrogênio total se encontrava entre 20 e 30% (ASSUNÇÃO e VON SPERLING, 2012). No estudo observou-se que a remoção de DQO bruta, NTK e amônio foi significativamente maior na lagoa sem lodo. Esse fato pode estar relacionado com as trocas de materiais (produtos de reações bioquímicas no lodo) entre a interface líquido-sedimento na lagoa (Tabela 2). Na Figura 6 são apresentadas as concentrações de NTK e N-amoniacal ao longo do sistema, durante o período de monitoramento da presente pesquisa.

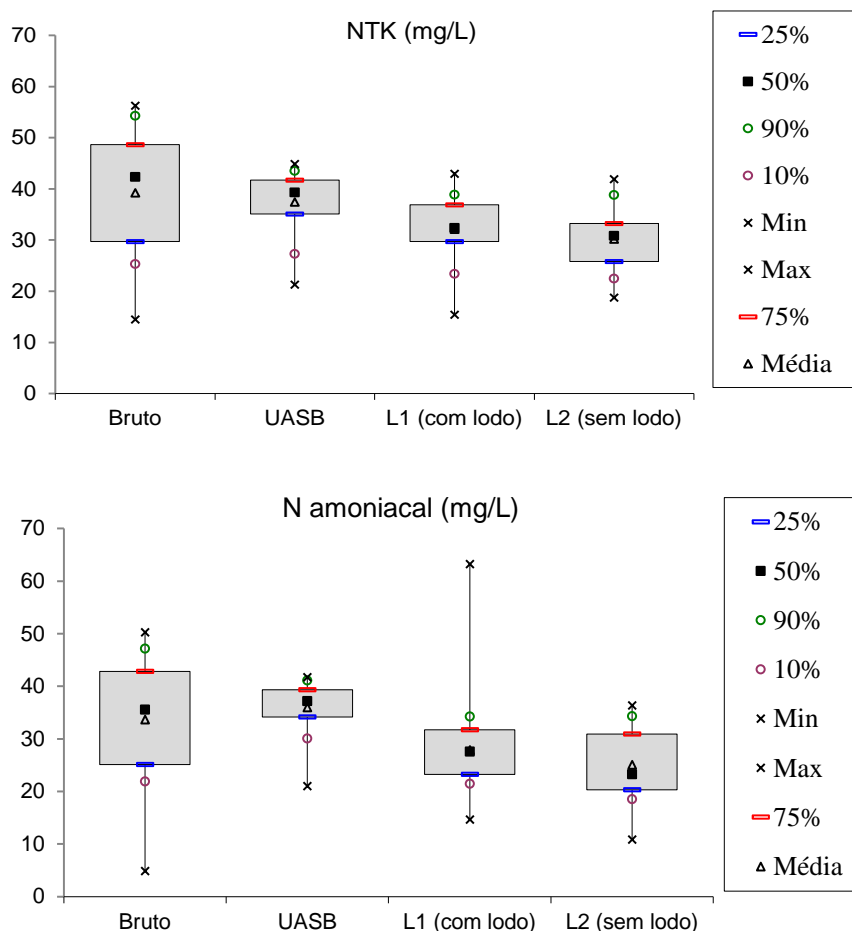


Figura 6 - Box Plot da concentração de NTK e N amoniacal ao longo do sistema.

Como as lagoas operaram somente com uma unidade após o reator UASB em um sistema concebido para operar com mais lagoas em série (três lagoas), não foi possível atingir a meta de 20 mg/L de N-amoniacoal. Dias *et al.* (2014), estudando o mesmo sistema com a composição de três lagoas em série, identificaram uma concentração de N-amoniacoal inferior ao valor da meta já na segunda lagoa da série. No estudo observou-se menor concentração efluente de nitrato na lagoa com lodo, possivelmente, devido a presença do lodo que influenciou na eficiência dessa lagoa (maior remoção). Na Figura 7 são apresentadas as concentrações de nitrato ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

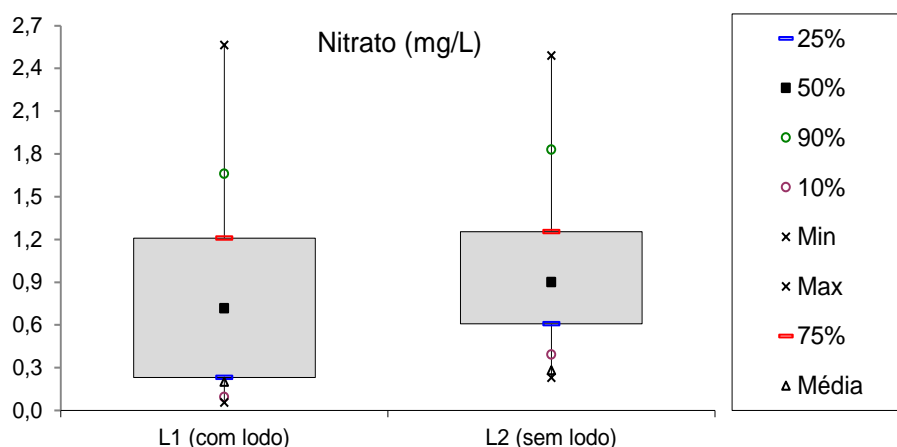


Figura 7 - Box Plot da concentração de nitrato nas lagoas de polimento.

Embora as concentrações de amônio e de oxigênio nas lagoas sejam suficientes para que a nitrificação se torne mais efetiva, observa-se que os valores de nitrato são sempre baixos, ou seja, a formação de nitratos é muito menor que a remoção de amônio nas lagoas. O valor mediano do nitrato efluente na lagoa com lodo foi de 0,15 mg. L⁻¹ (DIAS *et al.*, 2014). Assunção e von Sperling (2012) mediram a concentração de nitrogênio total na entrada (39 mg/L) e na saída (30 mg/L) da primeira lagoa do CePTS e verificaram que a remoção foi de 23%, e a conversão em nitrato foi apenas 3,7% do total removido. Embora alguns pesquisadores inferem que o processo de nitrificação em lagoas seja irrelevante devido aos baixos valores de nitrato encontrados (REED, 1985; CAMARGO VALERO e MARA, 2007), acredita-se que nas lagoas ocorreu remoção de nitrogênio por volatilização, assimilação (algas e bactérias) ou nitrificação/desnitrificação.

Estudo da adição em pulso de nitrato no afluente às lagoas

Para avaliar o potencial de desnitrificação aplicaram-se 25 kg de nitrato de sódio (12,95%). A massa total de nitrogênio, na forma de nitrato, que cada lagoa recebeu foi de 3,30 kg para a lagoa com lodo (volume de 110 m³ da lagoa) e de 3,37 kg para a lagoa sem lodo (volume de 112 m³ da lagoa). Como o efluente do reator UASB não contém nitrato, considerou-se que a única fonte externa de nitrato foi a massa adicionada no instante inicial do teste (considerou-se que todo o nitrato presente na lagoa foi devido à aplicação do sal). Na Figura 8 é apresentada a concentração de nitrogênio (N-NO₃⁻) efluente de cada lagoa de polimento ao longo de 18 dias de duração do teste (três vezes o tempo de detenção hidráulica (TDH) das lagoas).

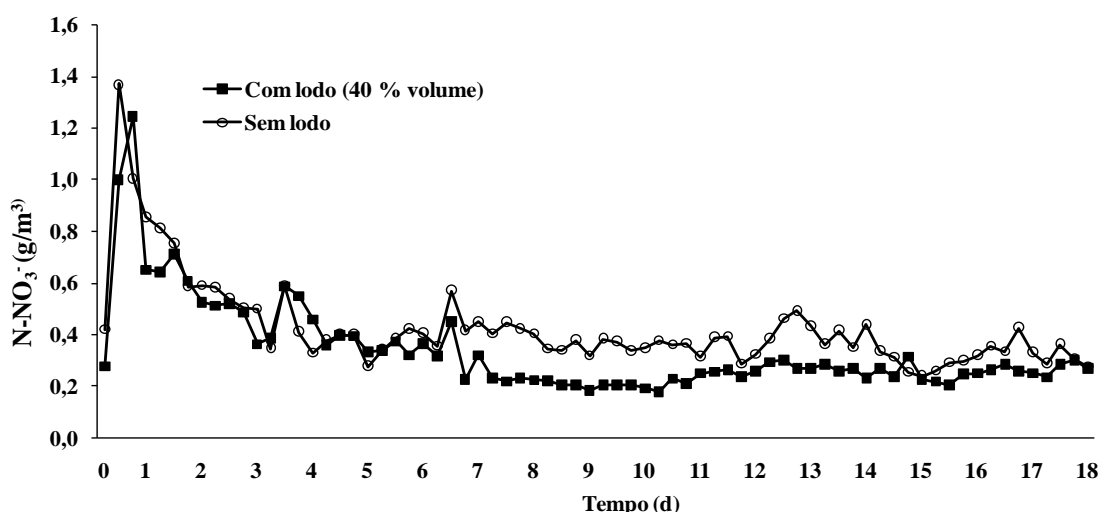


Figura 8 - Concentração de nitrato (N-NO₃⁻) na saída das lagoas de polimento ao longo de 18 dias

O maior valor de concentração de nitrato foi observado nas primeiras 24 horas após a adição do pulso. A massa de N-NO₃⁻ aplicada foi praticamente removida, possivelmente por desnitrificação, em 6,5 d, após os quais as concentrações seguiram aproximadamente estáveis. Esse tempo corresponde, aproximadamente, ao valor do TDH teórico das lagoas. Nesse período de 6,5 dias foram removidas as massas de 3,24 e 3,31 kg de N-NO₃⁻ das lagoas com e sem lodo, respectivamente. A eficiência de remoção do nitrato adicionado durante os 6,5 primeiros dias foi de aproximadamente 98% para ambas as lagoas. Após este período ocorreu uma pequena remoção de N-NO₃⁻ e os valores se aproximaram aos resultados encontrados nas lagoas de polimento em sua operação rotineira (valores de *background*). A remoção de N-NO₃⁻ observada na lagoa com lodo pode estar relacionada com a presença de camadas aeróbias, anóxicas e anaeróbias formadas em relação à concentração de oxigênio. Os ambientes com diferentes aceptores de elétrons são favoráveis para as atividades de microrganismos responsáveis pelo processo de nitrificação e desnitrificação. De forma geral, a concentração no efluente de N-NO₃⁻ foi baixa nas duas lagoas, sendo um pouco menor na lagoa com lodo. Sabe-se que no sistema ocorre expressiva remoção de nitrogênio, que pode ser devido à assimilação pelas algas ou por nitrificação e desnitrificação. A última suposição parece ser mais plausível no teste de aplicação de nitrato, pois, no esgoto afluente às lagoas é comum encontrar valores superiores a 30 mg N-NH₄⁺.L⁻¹, sendo o íon amônio a forma mais utilizada pela biomassa (DIAS *et al.*, 2014; MAYO, 2013). Porém, a absorção de amônio

por assimilação diminui o potencial de nitrificação em lagoas (menor substrato para nitrificação) e, consequentemente, interfere na desnitrificação.

CONCLUSÕES

A lagoa com lodo, mesmo com 40% do seu volume ocupado, apresentou desempenho de remoção de nitrogênio praticamente igual à lagoa sem lodo. Os valores de nitrato efluente foram menores na lagoa com lodo indicando que pode ter ocorrido maior remoção. Os valores de nitrato foram baixos em ambas as lagoas. Esse fato parece estar relacionado a um residual que não desnitrificou e não com o baixo potencial de nitrificação. Com o teste de avaliação do potencial de remoção de nitrato, observou-se que a perda de N-NO_3^- nas duas lagoas foi acima de 90% e o processo ocorreu praticamente dentro do TDH teórico das lagoas. Após esse tempo (TDH), a concentração de nitrato se encontrou próxima aos valores observados nas lagoas durante o monitoramento rotineiro do sistema. Na lagoa sem lodo, foi observado que o valor residual de nitrato foi ligeiramente maior. Essa diferença pode estar associada com a presença do lodo, que é um meio importante para o desenvolvimento de bactérias responsáveis pelo processo de remoção de nitrogênio. De forma geral, concluiu-se que a remoção de nitrogênio é bastante complexa e outros processos podem estar envolvidos, porém, acredita-se que as lagoas apresentam grande potencial de desnitrificação.

AGRADECIMENTOS

Os autores do trabalho agradecem ao CNPq, Capes, Fapemig, Finep e COPASA e aos alunos de iniciação científica que participaram na coleta e análises das amostras. A pesquisa faz parte de um programa internacional financiado pela Fundação Bill and Melinda Gates para o projeto “Stimulating local innovation on the sanitation for the urban poor (SaniUP) in Sub-Saharan Africa and South-East Asia”, sob a coordenação do UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, Holanda.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A. A.; IBRAHEEM, I. B. M. Microalgae and wastewater treatment (review). *Saudi Journal of Biological Sciences*, v. 19, p. 257–275, 2012.
2. ALAHMADY, K; STEVENS, K; ATKINSON, S. Effects of hydraulic detention time, water depth and duration of operation on nitrogen and phosphorus removal in a flow-through duckweed bioremediation system. *J. Environ. Eng.*, v. 139, n. 2, p. 160–166, 2013.
3. APHA. AWWA. WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. Washington, D.C.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 2005, 1600 p.
4. ASSUNÇÃO, F.A.L. e VON SPERLING, M. Importance of the ammonia volatilization rates in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent. *Water Sci. Technol.*, v. 66, n. 6, p. 1239–1246, 2012.
5. DIAS, D. F. C; POSSMOSER-NASCIMENTO, T.E.; RODRIGUES, V. A. J.; 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. *Ecological Engineering*, v. 71, p. 206–214, 2014.
6. FERRARA, R. A.; AVCI, C. M. Nitrogen Dynamics in Waste Stabilization Ponds. *J. Water Pollut. Cont. Fed.*, v. 54, n. 4, p. 361–69, 1982.
7. CRAGGS, R. In: A. Shilton, ed., *Pond Treatment Technology*, IWA Publishing, London, p. 77–99, 2005.
8. GONZALEZ, C.; J. MARCINIAK, S. VILLAVERDE, P.A. GARCIA-ENCINA, R. MUNOZ, Microalgae-based processes for biodegradation of pretreated piggyery wastewater, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, v. 80, p. 891–898, 2008.
9. KEFFALA, C.; GALLEGUILLOS, M.; GHRABI, A.; VASEL J. L. Investigation of nitrification and denitrification in the sediment of wastewater stabilization ponds, *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 219, p. 389–399, 2011.
10. MAYO, A. W.; MUTAMBA, J. Modelling nitrogen removal in a coupled HRP and unplanted horizontal flow subsurface gravel bed constructed wetland. *Phys. Chem. Earth*, v. 30, p. 673–679, 2005.
11. MAYO, A. W. Nitrogen mass balance in waste stabilization ponds at the University of Dares Salaam, Tanzania. *African Journal of Environmental Science and Technol*, v. 7, n. 8, p. 836–845, 2013.

12. PICOT, B.; ANDRIANARISON, T.; OLIJNYK, D. P.; WANG, X.; , QIU, J. P. E. BRISSAUD, F. Nitrogen removal in wastewater stabilisation ponds. *Desalination and Water Treatment*, v. 4, p. 103–110, 2009.
13. REED, S. C. Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds *J. Water Pollut. Cont. Fed.*, v. 57, n. 1, p. 39–45, 1985.
14. ROCKNE K. J.; BREZONIK, P. L. Nutrient removal in a cold-region wastewater stabilization pond: Importance of Ammonia volatilization, *J. Environ. Eng.*, v. 132, n. 4, p. 451–459, 2006.
15. SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; SOARES, J.; MARA, D. D., PEARSON, H. W. Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries. *Water Science and Technology*, v. 31, n. 12, p. 321–330, 1995.
16. ZIMMO, O. R., van DER STEEN, N. P. e GIJZEN, H.J. Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treating domestic wastewater. *Water Res.*, v. 37, p. 4587–4594, 2003.
17. ZIMMO, O. R.; van DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H.J. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae ad duckweed-based wastewater stabilisation ponds, *Water Res.*, v. 38, p. 913–920, 2005.