

## II-245 - DINÂMICA DO NITROGÊNIO AMONÍACAL NO PÓS-TRATAMENTO CONJUGADO DE ESGOTO E LIXIVIADO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

**Silvana Câmara Torquato<sup>(1)</sup>**

Graduada em Biologia pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Doutoranda em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

**Wilton Silva Lopes**

Graduado em Química Industrial pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Doutor em Química pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Pós-Doutor em Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP).

**Valderi Duarte Leite**

Graduado em Engenharia Química pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Doutor em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo (USP).

**Diego de Farias Lima**

Graduado em Química Industrial pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

**Howard Willian Pearson**

Graduado em Botânica pela Universidade de Londres. Doutor em Microbiologia do Meio Ambiente pela Universidade de Londres.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Malaquias de Souza do Ó, 195, Mirante – Campina Grande - PB - CEP: 58407-563 - Brasil  
e-mail: [silvana.torquato@hotmail.com](mailto:silvana.torquato@hotmail.com)

### RESUMO

O trabalho teve como objetivo avaliar o comportamento do nitrogênio amoniacal no tratamento conjugado de esgoto e lixiviado em lagoas de estabilização. O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamento biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da UEPB, consistindo de quatro lagoas em série, sendo uma lagoa facultativa (LF), com duas entradas de afluentes, seguida de três lagoas de maturação, (LM1, LM2 e LM3). O resíduo líquido utilizado como substrato correspondeu a uma mistura combinada de esgoto doméstico e lixiviado, para alimentação dos UASBs. O monitoramento foi realizado semanalmente no afluente e efluente através dos seguintes parâmetros analíticos: pH; oxigênio dissolvido (OD), temperatura, Nitrogênio amoniacal. O sistema operou com uma vazão média afluente de aproximadamente de 376 L/d monitorada diariamente e o tempo de detenção hidráulica das lagoas é de 11,71 dias. A temperatura média das lagoas variou entre 27°C e 28°C. A carga orgânica superficial aplicada na LFS foi de 7,54 mgDQO/ha.dia, na LM1 de 7,74 mgDQO/ha.dia, na LM2 de 7,46 mgDQO/ha.dia e na LM3 de 7,12 mgDQO/ha.dia. Os valores de pH tiveram uma tendência a aumentar na série de lagoas, atingindo uma variação de 8,24-10,58 para LM3, bem como a temperatura, registrando 27°C e o oxigênio dissolvido que registrou o seu maior índice nas lagoas de maturação. Dados os baixos valores de amônia no efluente final do sistema, fica demonstrada a viabilidade do tratamento conjugado de águas residuárias domésticas e lixiviado em sistemas de lagoas de estabilização. Assim sendo, a adição de lixiviado para o tratamento conjugado em lagoas de estabilização não alterou o desempenho deste tratamento no que concerne aos parâmetros supracitados.

**PALAVRAS-CHAVE:** Esgoto Doméstico, Nitrogênio Amoniacal, Tratamento Conjugado.

### INTRODUÇÃO

O aumento indiscriminado da poluição dos recursos hídricos é um processo contínuo de poluição proveniente de vários fatores, entre eles, a ausência de tratamento adequado dos efluentes domésticos, industriais e da carga poluidora do lixiviado, que afetam a qualidade e quantidade desses recursos. Diante disso, torna-se de grande importância conhecer e monitorar os líquidos lixiviados visando o acompanhamento do processo de estabilização dos resíduos e minimização dos riscos ambientais associados ao seu manejo.

As transformações químicas, físicas e biológicas que ocorrem com os resíduos sólidos geram dois importantes subprodutos: o biogás e um líquido com alta carga poluidora para águas (superficiais e subterrâneas), solo e ar, denominado de *lixiviado*.

PESSIN *et al.* (2000) relatam que o desenvolvimento da atividade microbiana no interior das células de aterramento, associado aos fatores ambientais, é capaz de promover a percolação de quantidades significativas de lixiviado. Em função da elevada concentração de matéria orgânica e de metais, o lixiviado constitui-se como um poluente extremamente agressivo ao ambiente, necessitando de tratamento anterior ao seu lançamento no corpo receptor.

A escolha entre as diversas alternativas de tratamento depende de parâmetros técnicos e econômicos (HUANG *et al.*, 1993; IM *et al.*, 2000). As diversas alternativas para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário, sob uma perspectiva mais geral, podem ser classificadas em três grandes grupos: tratamento “*in situ*”; tratamento conjunto com o esgoto sanitário em estações localizadas fora dos domínios do aterro, ou ainda, a combinação das duas possibilidades. O autor ainda ressalta que, nos Estados Unidos a maior parte dos líquidos percolados de aterros é lançada na rede pública de esgotamento sanitário e tratada conjuntamente com as águas servidas provenientes dos domicílios.

Entretanto, diversos estudos mostram que, caso a aplicação desse lixiviado seja superior 2% da carga hidráulica afluyente de esgoto sanitário, as estações de tratamento de esgoto podem ter suas operações prejudicadas (CHENICHARO, 2003).

Lagoas de estabilização destacam-se como uma boa alternativa, pois é um tratamento de baixo custo de instalação e monitoração, de tecnologia simples e de relação custo/ benefício competitiva, que contribui para a redução dos impactos sociais, econômicos e ambientais, propiciando a melhoria da qualidade de vida da população e a preservação dos recursos naturais.

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo avaliar o comportamento do nitrogênio amoniacal no tratamento conjugado de esgoto e lixiviado em lagoas de estabilização.

## MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamento biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, na cidade de Campina Grande-PB, consistindo de quatro lagoas em série, sendo uma lagoa facultativa (LF), com duas entradas de afluentes, seguida de três lagoas de maturação, (LM1, LM2 e LM3) (Figura 1).

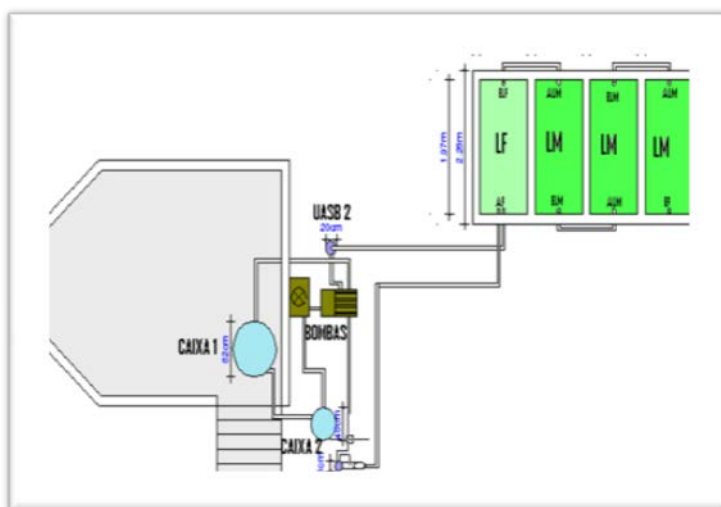


Figura 1: Planta baixa do sistema experimental.

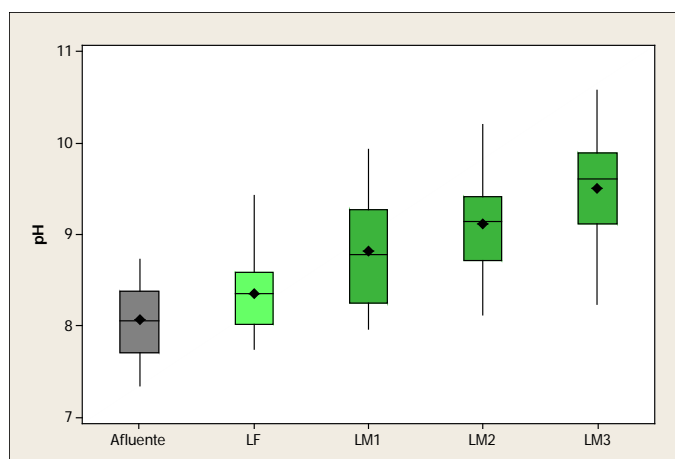
Os resíduos líquidos utilizados como substrato corresponde a uma mistura combinada de esgoto doméstico e lixiviado, para alimentação do UASB 1 (3% de lixiviado), e do UASB 2 (1% de lixiviado) respectivamente. O lixiviado utilizado proveio do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa, PB e o esgoto doméstico do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, PB.

Este sistema foi utilizado para o pós-tratamento do substrato (mistura de lixiviado e esgoto doméstico) proveniente do reator UASB, em virtude da elevada carga orgânica inicial é que tal mistura foi submetida a um tratamento anaeróbio, cujo efluente alimentou a série de lagoas de estabilização.

O monitoramento foi realizado semanalmente no afluente e efluente através dos seguintes parâmetros analíticos: pH; oxigênio dissolvido (OD), temperatura, Nitrogênio amoniacal. Os parâmetros foram quantificados por métodos padronizados por APHA(1998). No período de coleta o sistema operou com uma vazão média afluente de aproximadamente de 376 L/d monitorada diariamente e o tempo de detenção hidráulica das lagoas é de 11,71 dias. A temperatura média das lagoas variou entre 27°C e 28°C. A carga orgânica superficial aplicada na LFS foi de 7,54 mgDQO/ha.dia, na LM1 de 7,74 mgDQO/ha.dia, na LM2 de 7,46 mgDQO/ha.dia e na LM3 de 7,12 mgDQO/ha.dia.

## RESULTADOS

A Figura 2, representada pelo gráfico BOX PLOT, ilustra a distribuição de frequência, para o afluente e efluentes LF, LM1, LM2 e LM3.

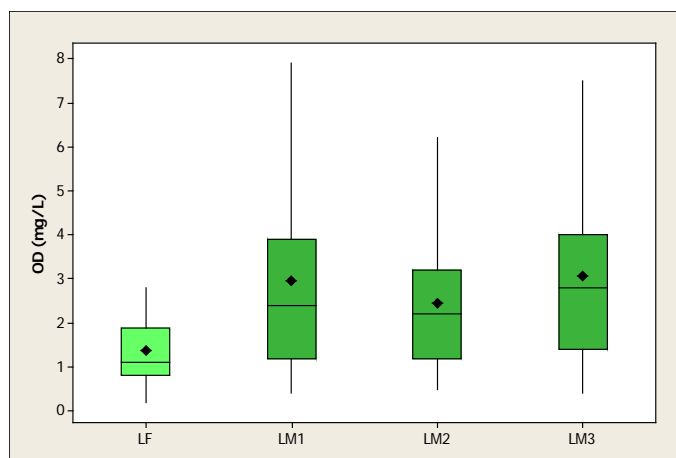


**Figura 2: Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de pH obtidos no monitoramento do afluente e efluente de lagoas de estabilização.**

Observa-se na Figura 2 que os valores de pH foram crescentes durante todo o período de monitoramento. A faixa de variação do pH foram 7,35 – 9,42 para o afluente, 7,75-9,71 para a LF, 7,97-9,93 para LM1, 8,12-10,20 para LM2, 8,24-10,58 para LM3. De acordo, com os resultados tem-se que o pH atinge valores tendendo a alcalinidade em lagoas facultativas, enquanto que, em lagoas de maturação, onde temos elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, o pH tende a atingir elevados valores. Isto está associado à atividade abundante da comunidade fitoplancônica que remove (no período diurno) o dióxido de carbono mais rapidamente do que é produzido pela a ação bacteriana na produção de CO<sub>2</sub> e liberação de íons hidroxila que eleva o pH do meio. À noite, devido à ausência de luz, e, conseqüentemente, da interrupção da atividade fotossintética, a respiração da comunidade biológica é responsável pelo o aumento da concentração de gás carbônico e, conseqüentemente, de íons H<sup>+</sup> que diminuem o pH.

O efluente da 3ª lagoa de maturação apresentou característica alcalinas, com valor de pH atingindo valores acima de 9,0, valor este justificado pela forte atividade fotossintética nas lagoas, particularmente na última lagoa da série, esses dados são congruentes com os obtidos por Leite et al. (2005) quando realizou o tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização para aplicação na fertirrigação.

A Figura 3, representada pelo gráfico BOX PLOT, ilustra a distribuição de frequência, para o afluente e efluentes LF, LM1, LM2 e LM3.



**Figura 3: Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de Oxigênio Dissolvido obtidos no monitoramento do afluente e efluente de lagoas de estabilização.**

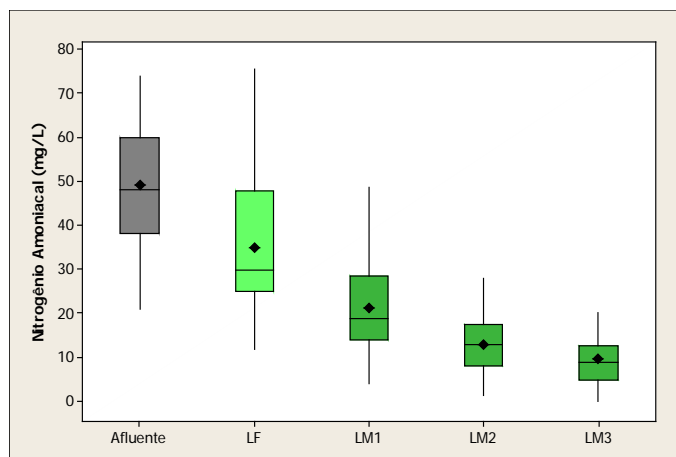
Este parâmetro teve um comportamento semelhante ao pH, em que a concentração média do oxigênio dissolvido na lagoa facultativa foi menor que as concentrações nos efluentes das lagoas de maturação.

Na análise de distribuição de oxigênio, foi observado que as concentrações máximas variaram ao longo das lagoas de 4,8 mgOD/L, 8,5 mgOD/L, 7,5 mgOD/L, 9,2 mgOD/L; com valores médios 1,4 mgOD/L, 2,9 mgOD/L, 2,5 mgOD/L, 3,1 mgOD/L para LF, LM1, LM2, e LM3, respectivamente. O efluente final apresentou concentração média de oxigênio dissolvido de 3,1 mgOD/L (Figura 3).

Vale salientar que embora os efluentes tenham sido coletados próximo à superfície das lagoas pela manhã (horas de elevada intensidade luminosa), os valores medidos podem ser considerados baixos para lagoas de maturação, sendo isto reflexo das condições que prevalecem durante a noite e que ainda permanece logo cedo pela manhã no horário da coleta, quando as algas são de fato, reatores cíclicos que operaram aerobiamente durante o dia e anaerobiamente à noite.

Segundo Pivele e Kato (2005), os teores de oxigênio dissolvido, podem alcançar valores bem superiores a 10 mg.L<sup>-1</sup> numa condição de supersaturação, por causa da intensificação da fotossíntese, especialmente em águas eutrofizadas.

Percebe-se que a concentração de oxigênio dissolvido na lagoa facultativa é baixa, isto pode ser explicado pela baixa concentração algal e a alta concentração de bactéria que consomem o OD do meio. À medida que o efluente vai seguindo o sistema temos um aumento da concentração de algas e consequentemente do OD disponível, como também a diminuição das bactérias devido às condições do meio (pH alto e radiação solar). Na Figura 4 estão apresentados as concentrações nitrogênio amoniacal, através de distribuição dos valores pelo Gráfico BOX PLOT obtidos no monitoramento do afluente e efluente de lagoas de estabilização.



**Figura 4: Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de Nitrogênio Amoniacal obtidos no monitoramento do afluente e efluente de lagoas de estabilização.**

As concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram tendência de queda ao longo das séries de lagoas, conforme verificado no gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de nitrogênio amoniacal (Figura 4). No afluente e efluentes das lagoas foram determinadas concentrações médias de nitrogênio de 49, 35, 21, 13 e 10 mg N-NH<sub>4</sub>L-1, respectivamente na série de lagoas.

Segundo diretrizes da resolução 357/2005 do CONAMA, o padrão de lançamento de amônia em efluentes não deve exceder 20 mg N-NH<sub>4</sub>L-1, portanto o efluente da série de lagoas de estabilização atendeu aos padrões de lançamento.

Efluentes de lagoas de estabilização, potencialmente, contêm nutrientes suficientes para atender as demandas na aplicação para fins produtivos (agricultura e piscicultura). Na agricultura, o manejo-chave encontra-se no balanço adequado entre a demanda de água e de nutrientes das plantas, sendo, em geral, o nitrogênio o fator limitante.

As próprias características do sistema de lagoas em escala piloto, baixa profundidade, propiciando uma intensa produção de algas e elevação significativa do pH e OD, ajudam a explicar os reduzidos teores de nitrogênio no sistema. Com temperatura variando de 27°-28°C e pH em torno de 9,5, cerca de 50% da amônia encontra-se na forma de NH<sub>3</sub> (volatilizável) e 50% na forma de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Em lagoas de maturação, o mecanismo da volatilização da amônia tende a ser acentuado, já que, em profundidades mais reduzidas, a intensa atividade fotossintética e, conseqüentemente, a considerável elevação de pH, distribui-se ao longo de toda a coluna d'água.

## CONCLUSÕES

Os valores de pH tiveram uma tendência a aumentar na série de lagoas, atingindo uma variação de 8,24-10,58 para LM3, bem como a temperatura, registrando 27°C e o oxigênio dissolvido que registrou o seu maior índice nas lagoas de maturação. Dados os baixos valores de amônia no efluente final do sistema, fica demonstrada a viabilidade do tratamento conjugado de águas residuárias domésticas e lixiviado em sistemas de lagoas de estabilização. Assim sendo, a adição de lixiviado para o tratamento conjugado em lagoas de estabilização não alterou o desempenho deste tratamento no que concerne aos parâmetros supracitados.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, AWWA, WEF - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington DC, USA: APHA / AWWA / WEF, 1998.
2. CHENICHARO, C. A. L. In: **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e aproveitamento do biogás**. Sérgio Túlio Cassini (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, Rima, 210p. 2003.
3. CONAMA 357/05. **Conselho Nacional de Meio Ambiente**. Nº 357 de 17 de março de 2005.

4. HUANG, S.; DIYAMANDOGLU, V. & FILLOS, J. Ozonation of leachates from aged domestic landfill. **Ozone Science & Engineering**, v. 15, p. 433 - 444, 1993.
5. IM, J. -H.; WOO, H.-J.; CHOI, M.-W.; HAN, K.-B. & KIM, C.-W. **Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobicaerobic system**, 2000.
6. LEITE, V. D.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; LOPES W. S.; PRASAD S; SILVA S. A.; SOUSA J. T. Tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização para aplicação na fertirrigação. R. Bras. **Eng. Agríc. Ambiental**, Campina Grande, v.9, (Suplemento), p.71-75, 2005.
7. PESSIN, N.; BRUSTOLIN, I.; FINKLER, R. (2000), **Determinação da eficiência de tratabilidade de reatores biológicos para atenuação de carga orgânica presente no chorume proveniente de aterros sanitários**. In: IX SILUBESA - Simpósio Lusobrasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro-Ba. 9 a 14 de abril 2000. CD Rom.
8. PIVELI, R.P.; KATO, M.T. Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos. São Paulo:ABES, 2005. 204 p.