

## II-230 - REMOÇÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES NO PÓS-TRATAMENTO CONJUGADO 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).

**Edson Cassio Araujo Gomes**

Graduando em Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB)

**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 presente trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de coliformes termotolerantes em lagoas de estabilização, tratando esgoto doméstico e lixiviado em efluente proveniente de reatores do tipo UASB, visando adequar as características do lixiviado à passividade do tratamento biológico. O sistema experimental foi instalado e monitorado na EXTRABES- UEPB, 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). O substrato correspondeu 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. O monitoramento foi realizado semanalmente no afluente e efluente, através de análise de coliformes termotolerantes pelo o método da membrana filtrante. 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. Os altos valores de pH, bem como a alta temperatura da região tiveram correlação positiva com a remoção de coliformes termotolerantes. A eficiência de remoção para coliformes termotolerantes foi de 99,81%, embora seja um alto valor, este resultado está abaixo do esperado para lagoas de maturação que é de 99,99%, tendo sido o sistema influenciado pela adição de lixiviado ao esgoto doméstico no pós-tratamento em lagoas de estabilização.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lixiviado, Esgoto Doméstico, Patógenos, Tratamento Conjugado.

### INTRODUÇÃO

O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em ETE (Estação de Tratamento de Esgotos) já existente é um procedimento que vem sendo aplicado com o objetivo de minimizar os custos de implantação e de operação do aterro. São requisitos para tal: a viabilidade de transporte de lixiviado até a ETE, a capacidade da estação em assimilar esse resíduo, a compatibilidade do processo com as características desse material e a possibilidade de manejo do provável aumento da produção de lodo.

Na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário – EXTRABES diversos trabalhos vêm sendo desenvolvidos com intuito de identificar as melhores proporções de mistura do lixiviado e esgoto doméstico que se adéque ao tratamento biológico, como exemplos temos Athayde Júnior et al. (2002), com o trabalho intitulado, Uso de Lagoas de Estabilização para Tratamento Conjugado de Percolado e Águas Residuárias Domésticas

A porcentagem de combinação do lixiviado e água residuárias domésticas utilizadas nesse trabalho foram baseados em cálculos que expressa uma previsão da produção desses elementos na cidade de Campina Grande-PB, sendo estes cálculos baseados em BIANA (2007), INMET (2010) e BARROS (2004).

Vários processos de tratamento biológico são concebidos de forma a acelerar os mecanismos de degradação que ocorrem naturalmente nos corpos receptores de efluentes. Assim, a decomposição dos poluentes orgânicos degradáveis é alcançada em condições (anaeróbias ou aeróbias) controladas, em intervalos de tempo menores do que os sistemas naturais (VON SPERLING, 2005).

Segundo Barthel et al.(2008), a presença de microrganismos é primordial nos sistemas de tratamento biológico de águas residuárias. Como a matéria orgânica é degradada, há uma natural sucessão do microrganismo, como bactérias, algas, protozoários e rotíferos, que são fundamentais no sistema de lagoas de estabilização.

Dentre os processos utilizados no tratamento de águas residuárias, as lagoas de estabilização são as mais indicadas para as regiões de clima tropical, onde normalmente há disponibilidade de terrenos e a temperatura é favorável ao seu desempenho. As lagoas de estabilização podem alcançar alto grau de redução de organismos patogênicos, nenhum dos processos de tratamento convencional pode competir com as lagoas de estabilização (YÁNEZ, 1993 apud ARAÚJO, 2000).

O processo de lagoas de estabilização constitui uma técnica de tratamento de esgoto atraente para pequenas e médias comunidades, principalmente, devido ao baixo custo e simplicidade operacional, boa eficiência de remoção de matéria orgânica e patógenos. Porém, por envolverem processos biológicos e fazerem uso de organismos fotossintetizantes para a oxigenação, estes sistemas também geram condições para a proliferação de cianobactérias e, conseqüentemente, para a produção de toxinas.

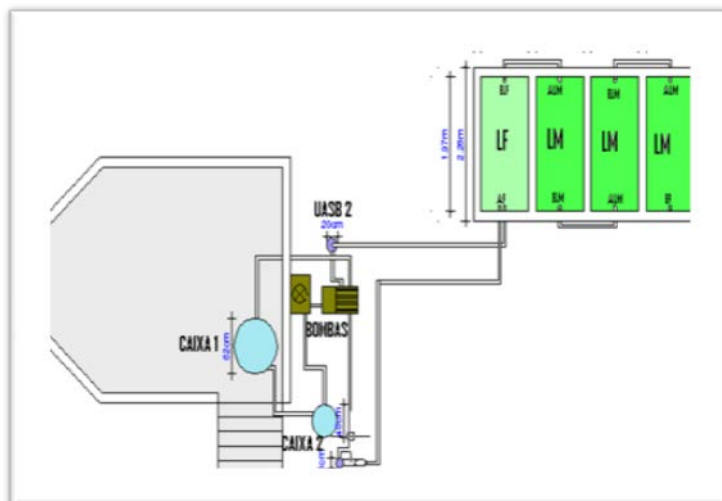
O desempenho da lagoa depende das condições climatológicas como luz, temperatura, chuva, vento e da qualidade das águas residuárias. As bactérias na lagoa vão decompor a matéria orgânica biodegradável e liberar o dióxido de carbono, amônia e nitratos. Estes são utilizados pelas algas, juntamente com luz do sol, liberando oxigênio, através do processo de fotossíntese, permitindo assim, que as bactérias realizem a degradação de resíduos e alcancem a redução do nível de demanda biológica de oxigênio (SHANTHALA et al., 2009).

Silva (2004) menciona que a diminuição de patógenos nos efluentes provenientes de lagoas de estabilização mostra o potencial de reuso desses efluentes para fins agrônômicos. O autor relata também, que a expectativa é que, até 2010, haja uma vazão anual de pelo menos 15 milhões de m<sup>3</sup> de efluentes de lagoas de estabilização para reuso, na produção agrícola.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de coliformes termotolerantes em lagoas de estabilização, tratando esgoto doméstico e lixiviado em efluente proveniente de reatores do tipo UASB, visando adequar as características do lixiviado à passividade do tratamento biológico.

## **MATERIAL 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 correspondeu 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.

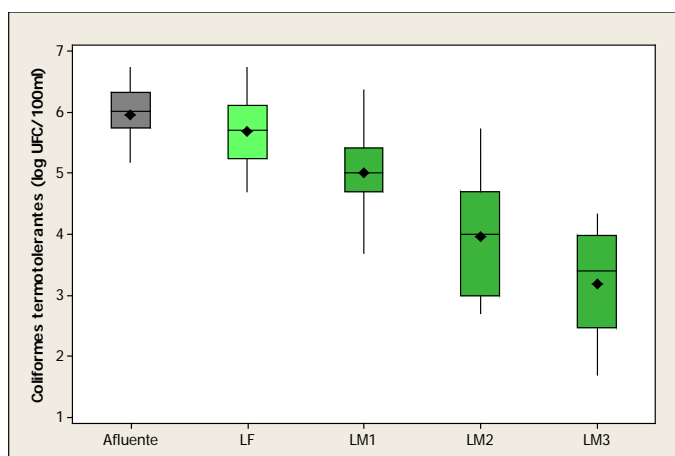
Este sistema foi utilizado para o pós-tratamento do substrato (mistura de lixiviado e esgoto doméstico) proveniente do reator UASB, em virtude da elevada carga orgânica inicial é que tal mistura foi submetida a um tratamento anaeróbio, cujo efluente alimentou a série de lagoas de estabilização.

O monitoramento foi realizado semanalmente no afluente e efluente, através de análise de coliformes termotolerantes pelo o método da membrana filtrante. 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 fotossíntese é o principal mecanismo de elevação de pH em lagoas de estabilização. Valores de pH acima de 8,5 tornam o ambiente inóspito aos microorganismos patogênicos Davies-Colley et al. (2003) afirma que um importante fator de decaimento de patógenos em lagoas de estabilização ocorre por inativação celular pela presença de luz (foto-oxidação). A luz solar é absorvida por substâncias químicas (sensibilizadores), as quais são excitadas e reagem com o oxigênio, formando elementos reativos como o oxigênio elementar, superóxido, peróxido de hidrogênio e o radical hidroxila, que danificam a membrana celular e até mesmo o DNA do microorganismo.

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 Coliformes Termotolerantes obtidos no monitoramento do afluente e efluente de lagoas de estabilização.**

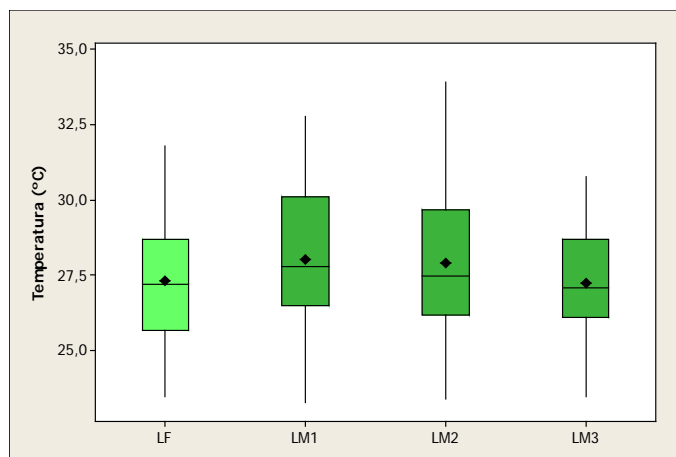
Ao longo do tratamento ocorreu uma redução de até três unidades logarítmicas atingindo valores de Coliformes termotolerantes no final do tratamento de  $2,6 \times 10^3$  UFC/100mL, verificando-se uma elevada concentração de coliformes termotolerantes por /100 mL de amostra (Figura 2). Os valores desse parâmetro estão superiores aos valores permitidos pelas legislações existentes. O estado da Flórida, por exemplo, estabelece que, num período de 30 dias, 75% das amostras deverão apresentar um valor de no máximo 25 CF/100 mL. A norma espanhola é mais rigorosa, recomenda que em 90% das amostras o valor máximo seja inferior a 10 CF/100 mL. A OMS admite irrigações com até 1000 CF/100 mL, tomando por base os valores de balneabilidade em diversos países.

Para os coliformes termotolerantes, a eficiência de remoção ficou na faixa 99,81%. Contudo, os valores médios em UFC/100 mL encontrados no efluente ( $2,6 \times 10^3$ ) são maiores do que os valores médios previstos nos padrões mais restritivos ( $10^3$ ) estabelecidos pelo CONAMA 357/05.

A temperatura teve correlação com os coliformes termotolerantes. Desta forma, no presente estudo os altos valores de temperatura influenciaram também no processo de remoção de Coliformes termotolerantes. A intensidade de luz correlacionou-se negativamente com Coliformes Termotolerantes, indicando que com o aumento da radiação UV no processo de remoção, as concentrações destes diminuíram comprovando a real ligação.

No tratamento biológico de águas residuárias, a temperatura é um fator da massa líquida, comumente citado, como exercendo considerável influência na eficiência do tratamento. A temperatura é um dos principais agentes catalisadores de reações químicas e bioquímicas, exercendo influência sobre mecanismos de sedimentação, remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos.

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



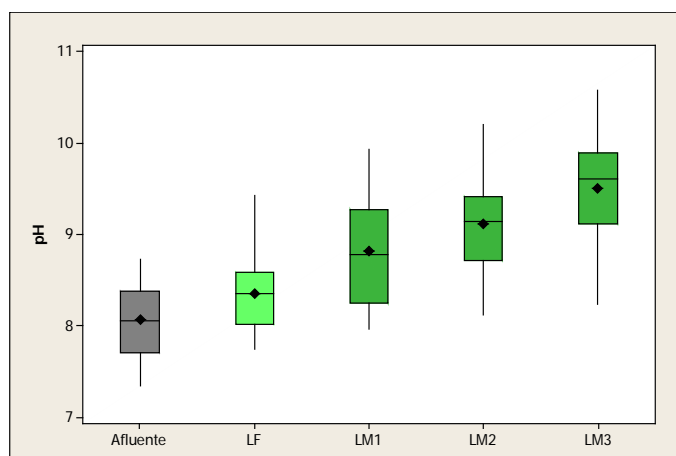
**Figura 3: Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de Temperatura obtidos no monitoramento do afluente e efluente de lagoas de estabilização.**

Com base nos dados apresentados na Figura 3 pode-se observar que a temperatura média foi de 27°C na lagoa facultativa, com mínimo de 24°C e máximo de 32°C, obteve-se uma amplitude de 8° C; na LM1 alcançou-se uma média de 28°C, com mínima de 23°C e máxima de 33°C, possuindo uma amplitude de 10°C; na LM2 obteve-se o mesmo valor médio da LM1, mas com mínimo de 23°C e máximo de 34°C, com uma amplitude de 11°C, na LM3 a temperatura média foi de 27°C, com uma amplitude de 10°C, possuindo valor mínimo de 24°C e máximo de 34°C. Os elevados valores de temperatura se associam com a temperatura ambiente da região. Por outro lado, influenciou também o horário de coleta, geralmente entre 7:30 e 11:00, horário este de forte insolação.

A faixa de temperatura observada é ideal para a degradação da matéria orgânica pelo metabolismo bacteriano, o que já era esperado, por serem valores típicos de corpos aquáticos em regiões de clima tropical.

O clima de Campina Grande- PB, com elevadas temperaturas durante a maior parte do ano, torna possível, do ponto de vista teórico, os três fenômenos apresentados pelos autores supracitados: elevados valores de pH, radiação solar e competição. A eficiência na remoção de coliformes termotolerantes nesta lagoa foi alta (99,81%), entretanto, a eficiência apresentada ficou abaixo das estimativas típicas de lagoas de maturação (99,9 a 99,9999%) e dentro da faixa mínima estimada para lagoas facultativas (90 a 99%).

A Figura 4, representada pelo gráfico BOX PLOT, ilustra a distribuição de frequência dos valores de pH, para o afluente e efluentes LF, LM1, LM2 e LM3.



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

Observa-se na Figura 4 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 fitoplanctônica que remove (no período diurno) o dióxido de carbono mais rapidamente do que é produzido pela 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, consequentemente, da interrupção da atividade fotossintética, a respiração da comunidade biológica é responsável pelo o aumento da concentração de gás carbônico e, consequentemente, 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.

Oufdou et al (2000) estudaram a relação entre cianobactérias (*Synechocystis* sp. e *Pseudoanabaena*), bactérias heterotróficas (degradadoras de matéria orgânica) e bactérias patogênicas (*E.coli* e *Salmonella*) e concluíram que a presença de florações de cianobactérias estimulavam o crescimento das bactérias heterotróficas, através da relação simbiótica “algabactéria”. Por sua vez, o crescimento exacerbado de bactérias heterotróficas reduzia as concentrações das bactérias patogênicas por competição.

## CONCLUSÕES

Os altos valores de pH, bem como a alta temperatura da região tiveram correlação positiva com a remoção de coliformes termotolerantes. A eficiência de remoção para coliformes termotolerantes foi de 99,81%, embora seja um alto valor, este resultado está abaixo do esperado para lagoas de maturação que é de 99,99%, tendo sido o sistema influenciado pela adição de lixiviado ao esgoto doméstico no pós-tratamento em lagoas de estabilização.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ARAÚJO, L. DE F. P. Reúso com Lagoas de estabilização, potencialidades no Ceará – Fortaleza: SEMACE, p.132. 2000.
2. ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; CARVALHO, C. M.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SILVA, S. A.; SOUSA, J. T. **Uso de Lagoas de Estabilização para Tratamento Conjugado de Percolado e Águas Residuárias Domésticas**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória – ES, 2002.
3. BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V. de; COSTA R. H. R. da. Plankton Biomass in Secondary Ponds Treating Piggery Waste. **Braz. arch. biol. technol.** v.51 n.6: pp.1287-1298, 2008.
4. BARROS, H. L. **Estudo de Balanço Hídrico em Aterro Sanitário por meio de Lisímetros de Grandes Dimensões**. 2004. 125f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, VIÇOSA - MG, 2004.
5. BIANA, S. M. S. **Seleção de Áreas para Implantação de Aterros Sanitários no Município de Campina Grande – PB**. 2007. 67f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - PRODEMA, Universidade Federal De Campina Grande, Campina Grande-PB, 2007.
6. CONAMA 357/05. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Nº 357 de 17 de março de 2005.
7. DAVIES-COLLEY, R.J. et al.. Desinfection in a pilot-scale “advanced” pond system (APS) for domestic sewage treatment in New Zealand. In: Waste Stabilization Ponds: Pond Technology for the millennium. Water Science and Technology, Great Britain: IWA Publishing, 2003 .v.48, n.2, p.81-87.
8. INMET – **Instituto Nacional de Meteorologia**. Disponível em: [www.inmet.org.br](http://www.inmet.org.br). Acesso em: 15 de Fevereiro de 2010.
9. 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.
10. OUFDOU, K. et al. Relationships between bacteria and cyanobacteria in the Marrakech stabilization ponds. Water Science and Technology, 2000. V.42, n.10-11, 171-178 p.
11. SHANTHALA M.; SHANKAR P. H. ; HOSETTI B. B. Diversity of phytoplanktons in a waste stabilization pond at Shimoga Town, Karnataka State, India. **Environ Monit Assess** (2009) 151:437–443

12. SILVA, F. J. A. da; Trinta anos de lagoas de estabilização no Ceará. **In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, XI., 2004, Natal. **Anais...** Natal: ABES, 2004.116 p.
13. VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos** – volume 1. 3ª ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.UFMG. Belo Horizonte. 2005.