



XI SILUBESA

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

28/03 a 02/04/2004 - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil

II-143 – REMOÇÃO DE AMÔNIA DE ESGOTOS TRATADOS EM LAGOAS FACULTATIVAS COM SUPORTES DE PVC PARA DESENVOLVIMENTO DE BIOFILME

Alessandra Pellizzaro Bento ⁽¹⁾

Bióloga e Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Doutoranda em Engenharia Ambiental pela UFSC. Bolsista do CNPq.

Valéria Reginatto

Bioquímica pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Ciências de Alimentos pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Doutora em Ciências pela UNICAMP. Bolsista programa PROFIX – CNPq no Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos (UFSC).

Flávio Rubens Lapolli

Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária - Ambiental - UFSC. Doutor pelo Programa de Pós-graduação em Hidráulica e Saneamento - USP. São Carlos e Universidade de Montpellier II - França.

Endereço⁽¹⁾: Rua Aracy Vaz Callado, 1735 - Estreito - Florianópolis - SC - CEP: 88090-750 - Brasil - Tel: (48) 244-5432



alessandra@ens.ufsc.br

RESUMO

As lagoas de estabilização de esgotos produzem efluentes com excelentes condições sanitárias e satisfatória remoção de matéria orgânica, entretanto, estes sistemas não são eficientes na redução do nitrogênio e fósforo contidos nos esgotos, os quais causam sérios danos quando lançados em corpos d'água. A incorporação de superfícies (suportes ou chicanas) nas camadas aeróbias das lagoas de estabilização promove a adesão e a concentração de microrganismos ativos no processo de tratamento, os quais, ficam mais tempo disponíveis na lagoa e não sofrem com o deslocamento na coluna d'água resultante da estratificação térmica. Neste estudo, avaliou-se o potencial dos biofilmes para remoção de amônia dos esgotos tratados em lagoas facultativas e de maturação em escala de laboratório, utilizando-se placas de PVC como material suporte. Dois reatores de acrílico com $V=0,0435\text{m}^3$ e $A_s = 0,15\text{m}^2$ foram operados em três fases, nas duas primeiras como lagoas facultativas com $t_{dh} = 15$ dias e L_s médio de $7,0\text{gDQO/m}^2.\text{d}$ e $0,8\text{gNTK/m}^2.\text{d}$, sendo a área do suporte a diferença entre as duas ($1,7\text{m}^2$ e $5,2\text{m}^2$ para a primeira e segunda fase respectivamente) e, na terceira fase, o sistema operou como lagoa de maturação com $5,2\text{m}^2$ de suporte e $L_s = 4,8\text{gDQO/m}^2.\text{d}$ e $0,5\text{gNTK/m}^2.\text{d}$. Os resultados evidenciaram que os suportes contribuem para a melhoria da qualidade do efluente em termos de SS e DQO para as lagoas facultativas e amônia, SS e turbidez para as lagoas de maturação. A remoção de amônia foi praticamente total (residual $<0,5\text{mg/L}$) na 3ª. fase do experimento, entre a 6ª. e a 8ª. semana de operação, sendo a nitrificação o principal mecanismo de conversão verificado. Obteve-se problemas com o desenvolvimento excessivo de microcrustáceos durante todo o período conseguindo solucioná-lo apenas na última fase do estudo. Os resultados das três fases laboratoriais foram preliminares e serviram ao planejamento da continuidade do estudo em escala maior sob condições ambientais naturais da região da Grande Florianópolis.

PALAVRAS-CHAVE: Lagoas de estabilização, remoção de amônia, suportes de PVC, biofilme.

INTRODUÇÃO

As lagoas de estabilização quando comparadas aos sistemas convencionais de tratamento secundário de esgotos, tais como lodos ativados, filtros biológicos e reatores anaeróbios, produzem efluentes com excelentes condições sanitárias, refletidas nas baixas densidades de coliformes fecais, normalmente inferiores a 1000NMP/100mL, ausência de nematóides intestinais e remoções superiores a 90% para vírus (Maynard *et al.*, 1999). A redução do material carbonáceo dos esgotos também é considerada satisfatória, com redução de até 90% para a DBO (Von Sperling, 1996). Mas, apesar da boa qualidade microbiológica alcançada, as lagoas de estabilização não são efetivas na redução de nutrientes, notadamente, nitrogênio e fósforo e da mesma forma os sólidos em suspensão.

O lançamento de nitrogênio e fósforo nos corpos d'água receptores causa sérios desequilíbrios ecológicos, tais como toxicidade às espécies aquáticas e a eutrofização, comprometendo a biodiversidade local e os usos múltiplos da água. O ciclo do nitrogênio nas lagoas de estabilização contempla todas as etapas do ciclo em um ecossistema aquático natural, sendo a volatilização da amônia, a assimilação do nitrogênio inorgânico pela biomassa algal e a sedimentação do nitrogênio orgânico particulado, os principais mecanismos de transformação do nitrogênio dos esgotos durante o tratamento (Von Sperling, 1996). A baixa taxa de nitrificação em lagoas de estabilização tem sido atribuída à combinação da baixa concentração de oxigênio dissolvido, o lento crescimento das bactérias nitrificantes comparado às bactérias heterotróficas e a ausência de superfícies permanentemente aeróbias para colonização pelas bactérias nitrificantes, tendo em vista que essas bactérias têm crescimento favorecido quando aderidas à suportes (Stone *et al.*, 1975; Ferrara, 1982; Mara e Pearson, 1986; Mara *et al.*, 1992; Diab *et al.*, 1993; ; Maynard *et al.* 1999; Craggs *et al.*, 2000).

Dessa forma, o aprimoramento do tratamento de esgotos domésticos em lagoas de estabilização pela utilização de suportes para o desenvolvimento de biofilme microbiano promove a adesão e a concentração de microrganismos ativos no processo de tratamento, os quais, ficam mais tempo disponíveis na lagoa e não sofrem com o deslocamento na coluna d'água resultante da estratificação térmica.

Apesar da ausência de estudos sobre biofilme em lagoas de estabilização no Brasil, algumas pesquisas, em escala laboratorial e piloto, têm sido desenvolvidas na Austrália (Scott *et al.*, 1994; Mclean *et al.*, 2000), Nova Zelândia (Craggs *et al.*, 2000) e Tailândia (Polprasert e Agarwalla, 1995; Muttamara e Puetpaiboon, 1996; Rakkoed *et al.*, 1999), sendo a remoção da amônia dos esgotos através da nitrificação promovida pelo biofilme, o foco principal desses estudos. No entanto, além da nitrificação, os biofilmes nas lagoas melhoram a qualidade do efluente final em termos de remoção de material carbonáceo, sólidos em suspensão e coliformes fecais.

A incorporação de superfícies (suportes ou chicanas) nas camadas aeróbias das lagoas de estabilização promove o estabelecimento das bactérias nitrificantes e a manutenção da taxa de nitrificação durante o tratamento de esgotos domésticos e industriais (Constable *et al.*, 1989; Baskaran *et al.*, 1992; Diab *et al.*, 1993; Polprasert e Agarwalla, 1995; Muttamara e Puetpaiboon, 1997). Constable *et al.* (1989) e Baskaran *et al.* (1992) verificaram que o biofilme bacterio-algal é mais eficiente na nitrificação do que o biofilme exclusivamente bacteriano, provavelmente devido as algas constituírem uma adicional superfície para adesão das bactérias.

Em literatura especializada encontra-se uma ampla variação da taxa de nitrificação obtida em lagoas com biofilmes, variando de 0,16 a 2,14gN/m² de suporte por dia. Muitos fatores estão relacionados com a capacidade de nitrificação dos biofilmes, tais como a profundidade dos suportes na lagoa, as cargas aplicadas, a disponibilidade de oxigênio e a temperatura.

O objetivo central do estudo é avaliar em escala laboratorial o potencial da utilização de biofilmes em lagoas facultativas e de maturação para o tratamento de esgotos sanitários afim de aprimorar o tratamento, especialmente na redução da concentração de nitrogênio amoniacal do efluente.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido no Laboratório da Divisão Operacional de Esgotos Sanitários (DIOES) da Companhia Catarinense de Água e Esgoto (CASAN), em estrutura projetada para permitir o controle dos parâmetros de horas de luz e temperatura. Para simularem lagoas facultativas e de maturação, construiu-se dois módulos de acrílico, espessura 8mm, cada qual com 0,79m, 0,19m e 0,29m de comprimento, largura e altura, respectivamente, totalizando um volume útil de 0,0435m³ ou 43,5L, área superficial de 0,15m² e 4,16 de relação comprimento/largura para tender ao escoamento tubular (Figura 1). Em um dos módulos, denominado módulo laboratorial 1 – ML1, foram introduzidos suportes de PVC e no outro módulo, módulo laboratorial 2 – ML2 não foram colocados suportes (controle). O estudo foi composto de três fases, nas duas primeiras fases (fases 1 e 2), os módulos operaram simulando lagoas facultativas, sendo a área disponível ao crescimento do biofilme, a diferença entre as mesmas. O sistema foi alimentado com

efluente da lagoa anaeróbia da ETE continental de Florianópolis, o qual foi coletado e caracterizado duas vezes por semana. Na fase 3, simulou-se lagoas de maturação utilizando-se o efluente de uma lagoa facultativa piloto como afluente aos módulos laboratoriais. As características operacionais de cada fase encontram-se descritas na Tabela 1.

Em todas as fases, monitorou-se diariamente a temperatura, OD e pH na massa líquida das células e realizou-se a alimentação do sistema e, semanalmente, monitorou-se o efluente dos módulos, analisando-se parâmetros biológicos e físico-químicos de DQOt, DQOs, NTK, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, P-PO₄, ST, SS e clorofila *a*. As análises seguiram recomendações do *Standard methods examination for water and wastewater* (APHA, 1995), exceto para amônia (método de Nessler – Vogel, 1981).

Figura 1: Esquema representativo dos módulos laboratoriais.

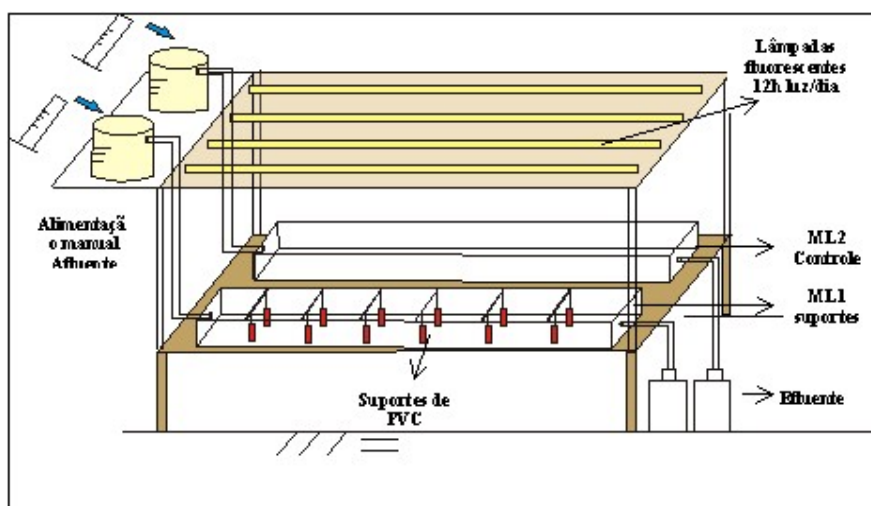


Tabela 1: Principais características operacionais do sistema nas fases 1, 2 e 3.

PARÂMETRO	FASE 1		FASE 2		FASE 3	
	ML1	ML2	ML1	ML2	ML1	ML2
Período	13/01/03 – 14/04/03		20/04/03 – 14/07/03		22/07/03 – 03/11/03	
Tempo de detenção hidráulico (dias)	15		15		15	
Volume (m ³)	0,0435		0,0435		0,0435	
Área total dos suportes (m ²)	0,075	0	0,225	0	0,225	0
Relação área do suporte e volume do reator (m ² /m ³)	1,7		5,2		5,2	
Fotoperíodo (horas/d)	12		12		12	
Vazão (L/d)	2,9		2,9		2,9	
Carga: gNTK/m ² /d (suporte)	1,6±0,3	0	0,5±0,1	0	0,32	0
Taxa de aplicação superficial: gNTK/m ² /d	0,8±0,2		0,7±0,1		0,48	
Carga: gNTK/m ³ /d	2,8±0,5		2,8±0,5		1,7	
Carga: gN-NH ₄ /m ² /d (suporte)	1,0±0,2	0	0,4±0,1	0	0,18	0
Taxa de aplicação superficial: gN-NH ₄ /m ² /d	0,5±0,1		0,5±0,1		0,27	
Carga: gN-NH ₄ /m ³ /d	1,8±0,3		1,8±0,4		0,9	
Carga: gDQO/m ² /d (suporte)	12,7±2,0	0	5,1±1,4	0	3,2	0
Taxa de aplicação superficial: gDQO/m ² .d	6,3±1,0		7,6±2,1		4,8	
Carga: gDQO/m ³ /d	21,8±3,4		26,2±7,4		16,7	
Temperatura média do líquido (°C)	27,4±2,5		20,9±2,2		23,5	
Grau de tratamento	Secundário		Secundário		Terciário	
Afluente	Efluente lagoa anaeróbia		Efluente lagoa anaeróbia		Efluente lagoa Facultativa piloto	

RESULTADOS DAS FASES 1 E 2

Através da Tabela 2, verifica-se que houve pequena diferença entre o tratamento de esgotos nos módulos 1 e 2 para a maioria dos parâmetros analisados durante as fases 1 e 2. O aumento de área para adesão de biofilme na fase 2 proporcionou uma melhora na qualidade do efluente em relação a concentração de SS, NTK e N-NH₄.

A baixa concentração de nitrogênio oxidado e o alto residual de N-NH₄ no efluente aos módulos, evidenciam que a nitrificação ocorreu limitadamente provavelmente, devido às baixas concentrações de OD detectadas em ambas a fase de operação (0,0mg/L – 1,6mg/L). Também, a volatilização não foi um mecanismo atuante na remoção de amônia do meio líquido tendo em vista que os valores de pH observados durante o experimento não foram adequados a perda expressiva de amônia por esse mecanismo (7,4 – 8,2).

De acordo com o *Standard methods examination for water and wastewater* (APHA, 1995), a clorofila *a* corresponde a 1% do peso seco das algas e destes cerca de 10% são compostos por nitrogênio (WPC, 1993). Baseando-se nestas informações, apresenta-se na Tabela 3 as estimativas de assimilação de nitrogênio pelas algas em suspensão e aderidas aos suportes de PVC durante as fases experimentais 1 e 2. Verifica-se que a concentração de algas em suspensão foi superior nos reatores sem biofilme indicando o crescimento preferencial desses organismos aderido às superfícies. Pode-se observar elevados valores de nitrogênio incorporado pela biomassa algal no biofilme em ambas as fases.

Tabela 2: Concentrações médias dos principais parâmetros monitorados no afluente e efluente aos módulos laboratoriais durante as fases 1 e 2.

PARÂMETROS	FASE 1			FASE 2		
	LA	ML1	ML2	LA	ML1	ML2
	Afluente	com biofilme	controle	Afluente	Com biofilme	controle
DQO (mg/L)	327±52	79±28	99±38	399±132	111±24	135±36
NTK (mg/L)	41,9±8,1	26,1±7,3	27,5±7,3	33,8±6,3	15,2±4,1	19,7±3,9
N-NH ₄ (mg/L)	26,3±4,3	16,3±5,0	17,4±5,7	26,3±4,6	12,8±4,5	14,7±4,1
N-NO ₂ (mg/L)	ND*	1,2±1,1	0,8±0,6	ND	0,1±0,1	0,1±0
N-NO ₃ (mg/L)	ND	1,7±1,4	1,3±1,1	ND	0,8±0,2	0,6±0,2
P-PO ₄ diss. (mg/L)	3,6±1,9	6,1±1,4	5,7±1,3	5,1±2,1	2,9±0,9	2,4±0,9
pH	7,8±0,3	7,6±0,1	7,6±0,1	7,8±0,4	7,6±0,1	7,6±0,1
Alcalinidade (mg/L)	205±55,1	154,4±24,7	151,2±29,6	293±15	195±16	198±10
OD (mg/L)	3±4,5	1,1±0,4	0,8±0,3	ND	0,4±0,4	0,4±0,3
SS (mg/L)	95±15	30±25	35,3±21,2	65±15	28±23	48±33

*ND: Não detectado pelo método. Para N-NO₂ < 0,1mg/L e N-NO₃ < 0,5mg/L.

Tabela 3: Concentrações de clorofila *a*, estimativas do peso seco das algas e da assimilação de nitrogênio pelas algas suspensas e aderidas ao suporte de PVC.

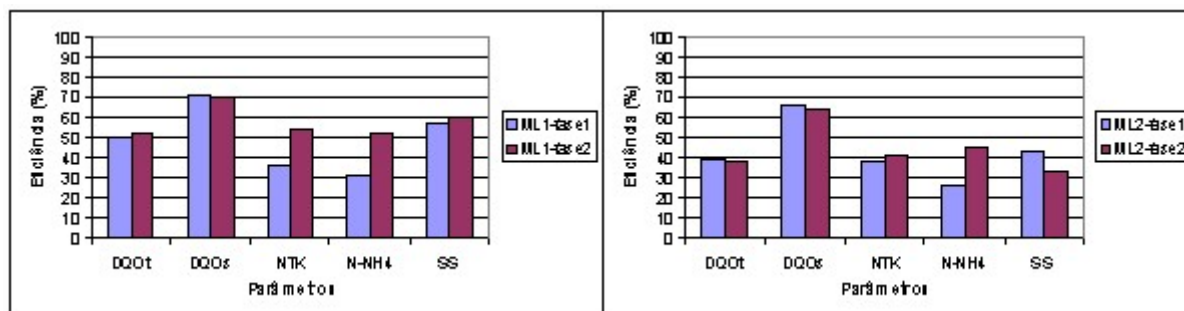
ETAPAS	Reator	EM SUSPENSÃO*			ADERIDA AO PVC**		
		Clorofila <i>a</i> mg/L	Peso seco mg/L	Estimativa de assimilação mgN/L	Clorofila <i>a</i> mg/m ²	Peso seco mg/m ²	Estimativa de assimilaç. mgN/m ²
FASE 1	ML1	0,032	3,2	0,32	41,3	4.130	413
	ML2	0,1	10,0	1,0	—	—	—
FASE 2	ML1	0,246	24,6	2,46	58,7	5.870	587
	ML2	0,372	37,2	3,72	—	—	—

*Valores médios calculados a partir de dados semanais.

**Valores obtidos ao final do experimento quando foram raspadas as placas de PVC. Correspondem as concentrações acumuladas.

As eficiências obtidas nas fases 1 e 2 podem ser verificadas na Figura 2. Constatase que as remoções foram superiores nos reatores contendo biofilme (ML1) e inferiores nos reatores sem suportes (ML2). As reduções de NTK e N-NH₄ foram maiores no ML1 durante a fase 2 quando a lagoa continha três vezes mais disponibilidade de área para o desenvolvimento de biofilme.

Figura 2: Eficiências obtidas no tratamento durante as fases 1 e 2.



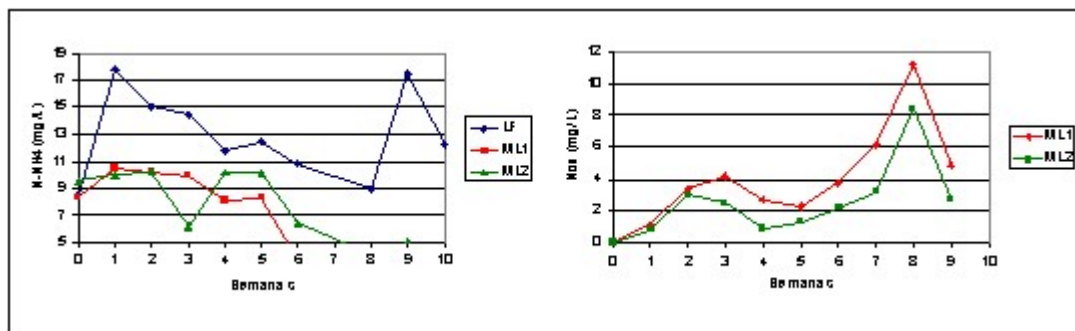
Acredita-se que nas fases 1 e 2 do estudo tenham surgido interferências negativas ao tratamento, devido a presença de elevadas densidades de microcrustáceos na massa líquida, os quais, em sistemas laboratoriais, constituem um problema, pois estão no topo da cadeia alimentar, se alimentam das algas, têm condições propícias à reprodução, não possuem predadores como num sistema em escala real, excretam matéria orgânica, consomem o OD do meio e conferem uma cor amarelada ao efluente.

RESULTADOS DA FASE 3

Na fase 3 do estudo, o sistema operado como lagoa de maturação, atingiu boa performance para todos os parâmetros avaliados, exceto para DQO que não sofreu alteração após o tratamento terciário. O efluente apresentou densidades de *E. coli* inferiores a 10³NMP/100mL durante todo o período. A partir da 5ª semana de operação, após discussão com pesquisadores da área, iniciou-se a retirada manual dos microcrustáceos das lagoas, utilizando-se peneira de malha fina. Após esse período foi verificada melhoria na oxigenação da massa líquida e a ocorrência de efetiva nitrificação no módulo com biofilme.

A nitrificação ocorreu durante todo o período, aumentando subitamente entre a 5ª e 8ª semana quando atingiu a máxima concentração de nitrogênio oxidado (11mg/L para o ML1 e 8,3mg/L para o ML2) e a redução praticamente de todo o nitrogênio amoniacal (<0,5mg/L no ML1 e ML2) (Figura 3).

Figura 3: Comportamento das concentrações de N-NH₄ e nitrogênio oxidado durante o período estudado.



As concentrações de OD diminuíram gradativamente até a 4ª semana de operação quando então mantiveram-se estáveis até o final do experimento, com concentração próxima a 1mg/L nos dois reatores.

Na Figura 4, verifica-se que os coliformes fecais, representados pela bactéria *Escherichia coli*, foram praticamente eliminados nos módulos de laboratório, sendo observado que no módulo com biofilme a densidade final de *E. coli* foi sutilmente inferior a detectada no módulo sem biofilme (ML2). De acordo com este parâmetro, o efluente produzido nos módulos 1 e 2 poderia ser utilizado para diversos fins de reúso, tais como irrigação e aquicultura, segundo recomendações da Organização Mundial da Saúde.

Figura 4: Densidade de *E. coli* no afluente (LF) e efluente das lagoas de laboratório

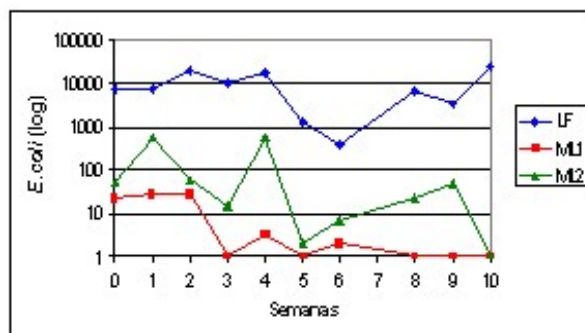
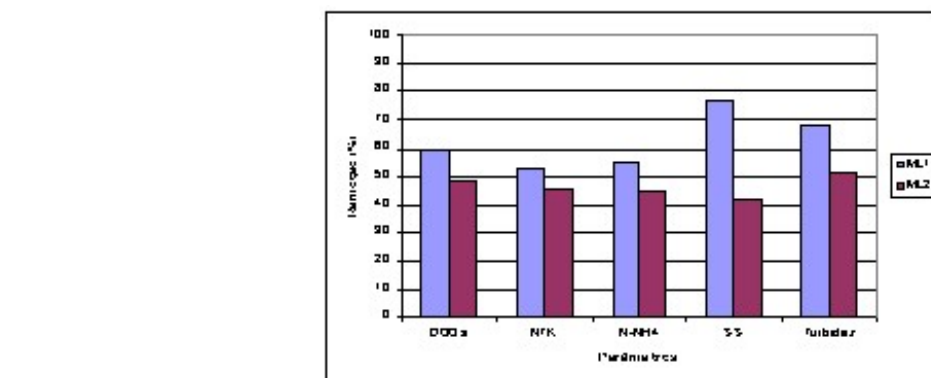


Figura 5: Eficiências médias do tratamento terciário de esgotos nos módulos 1 e 2, durante o período avaliado.



CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

- Em relação as fases 1 e 2, quando os módulos foram operados em regime facultativo, a remoção de nitrogênio amoniacal foi cerca de 25% superior no módulo com biofilme durante a fase 2 (5,2m² de suporte de PVC/m³ do reator);
- A nitrificação e a volatilização da amônia não atuaram efetivamente no processo durante as fases 1 e 2. São vários os motivos que podem ter afetado o processo de nitrificação durante estas fases, a baixa concentração de OD, a presença de carbono orgânico, as altas densidades de microcrustáceos, etc.
- As principais diferenças entre o esgoto tratado no módulo com biofilme e no módulo sem biofilme durante o tratamento secundário foram em relação a qualidade do efluente em termos de sólidos suspensos, os quais foram melhor removidos nos módulos contendo suportes, indicando que os biofilmes nas lagoas facultativas contribuem para redução da concentração de sólidos em suspensão do efluente final;
- Na fase 3, os módulos laboratoriais operaram como lagoas de maturação sendo que o tratamento do efluente atingiu boa performance para todos os parâmetros avaliados, exceto para DQO, a qual não foi significativamente alterada após o tratamento terciário;
- Nas lagoas de maturação de laboratório removeu-se de 3 a 4 logs de *E. coli*, atingindo densidades abaixo de 1000 NMP/100mL em todo o período;
- A nitrificação ocorreu em ambos os reatores na fase 3, entretanto as concentrações de nitrogênio oxidado foram superiores no módulo com biofilme. A estabilização da nitrificação nesta fase ocorreu após a 6ª semana de operação;
- O biofilme na lagoa de maturação de laboratório promoveu uma redução adicional significativa, cerca de 35%, da concentração de sólidos em suspensão e da turbidez do efluente em relação ao tratamento sem biofilme.

Apesar da dificuldade de simulação de lagoas de estabilização de esgotos em escala de laboratório, constatou-se que os suportes de PVC quando dispostos em lagoas facultativas e de maturação promoveram uma melhoria na qualidade do efluente em relação as lagoas sem biofilmes. Os resultados apresentados neste estudo foram preliminares e serviram para o direcionamento da continuidade da pesquisa. Novos ensaios estão sendo planejados em módulos pilotos locados em campo sob condições climatológicas e ambientais naturais da região da Grande Florianópolis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA (1995). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. Washington, DC, USA.
2. BASKARAN, K.; SCOTT, P. H.; CONNER, M. A. (1992). Biofilms as na nitrogen removal in sewage treatment lagoons. *Wat. Sci. Tech.*, 26(7-8): 1707-1716.
3. CONSTABLE, J. D.; SCOTT, P. H.; CONNER, M. A. (1989). *The comparative importance of different nitrogen removal mechanisms in 5 west lagoon, Werribee Treatment Complex*. 13th Australian Water and Wastewater Association Conference, Canberra.
4. CRAGGS, R. J.; TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; DAVIES-COLLEY, R. J. (2000). Nitrification potencial of attached biofilms in dairy farm waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.*, Vol.42, No.10-11, pp. 195-202.
5. DIAB, S.; KOCHBA, M. AVNIMELECH, Y. (1993). Nitrification pattern in a fluctuating anaerobic-aerobic pond environment. *Wat. Res.*, 27(9), 1469-1475.
6. FERRARA, R. A. (1982). Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 54 (4): 361-369.
7. MCLEAN, B. M.; BASKARAN, K.; CONNOR, M. A. (2000). The use of algal-bacterial biofilms to enhance nitrification rates in lagoons: experience under laboratory and pilot-scale conditions. *Wat. Sci. Tech.*, 42(10-11): 187-194.
8. MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. (1999). Tertiary Lagoons: A review of removal mechanisms and performance. *Wat. Res.* 33 (7): 1-13.
9. MARA, D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W.; MILLS, S. W. (1992). *Waste Stabilization Ponds: A design manual for eastern Africa*. Lagoon Technology International Ltda. England. 121p.
10. MARA, D. D.; PEARSON, H. W. (1986). Waste stabilization pond research: experimental methods and data analysis. In: Seminário regional de investigacion sobre lagunas de estabilizacion. Anais, Lima. Centro Panamericano de Ingenieria Sanitária y Ciencias del ambiente. Pp145-157.
11. MUTTAMARA, S.; PUETPAIBOON, U. (1996). Nitrogen removal in baffled waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.* 33(7): 173-181.
12. POLPRASERT, C.; AGARWALLA, B. K. (1995). Significance of biofilm activity in facultative pond design and performance. *Wat. Sci. Tec.*, 31(12): 119-128.

13. RAKKOED, A.; DANTERAVANICH, S.; PUETPAIBOON (1999). Nitrogen removal in attached growth waste stabilization ponds of wastewater from a rubber factory. *Wat. Sci. Tech.*, 40(1): 45-52.
14. SCOTT, P. h.; GROSS, P. M.; BASKARAN, K.; CONNOR, M. A. (1994). Experimental studies for improved nitrification in shallow lagoon systems. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, No. 4, pp. 305-308.
15. STONE, R. W.; PARKER, D. S.; COTTERAL, J. A. (1975). Upgrading dairy shed waste stabilization pond performance using mechanical aerators. 39th NZWWA Conferência Anual, Rotorua.
16. VOGEL, A. L. (1981). *Análise Inorgânica Qualitativa*. 4ed. Editora Guanabara. Rio de Janeiro-RJ.
17. VON SPERLING, M. (1996). *Lagoas de Estabilização*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 134 p.
18. WPC. (1983). *Nutrient Control. Manual of Practice FD-7 Facilities Design*. Water Pollution control Federation. 203p.