

II-027 - TRATAMENTO BIOLÓGICO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO: NOVA PERSPECTIVA

Valderi Duarte Leite⁽¹⁾

Maria Janaína de Oliveira⁽²⁾

Wilton Silva Lopes⁽³⁾

José Tavares de Sousa⁽⁴⁾

Aldre Jorge Morais Barros⁽⁵⁾

Endereço⁽¹⁾: Francisco Guedes de Moura, 72 – Catolé – 58410-490 Campina Grande- PB. E-mail: valderileite@uol.com.br

RESUMO

Neste trabalho foi estudado o processo de tratamento biológico conjugado de lixiviado de aterro sanitário e efluente de lagoas de estabilização facultativa tratando esgoto doméstico. O lixiviado utilizado para preparação do substrato foi coletado no aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa, capital do estado da Paraíba. O sistema experimental era constituído por reatores em batelada com capacidade unitária de 20 litros e o delineamento experimental formatado por 4 tratamentos e 3 repetições. O substrato utilizado para alimentação dos reatores era constituído por lixiviado “*in natura*” mais efluente de lagoas de estabilização facultativa (ELEF), nas proporções de 10, 20 e 30% (percentagens em volume de ELEF). O monitoramento do sistema experimental consistiu basicamente na quantificação do oxigênio dissolvido; pH; nitrogênio amoniacal; alcalinidade total e ácidos graxos voláteis. Concluído o processo de monitoração e realizada a análise dos dados obtidos, foi constatado que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e efluente de lagoas de estabilização facultativa, propiciou eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em torno de 97% em um tempo de detenção hidráulica de 50 dias e que esta eficiência foi diretamente proporcional ao percentual de efluente de lagoas de estabilização utilizado na preparação do substrato.

PALAVRAS-CHAVE: Aterro sanitário, lixiviado, lagoas de estabilização facultativa, tratamento biológico conjugado.

INTRODUÇÃO

Lixiviado pode ser definido como sendo o líquido escuro e turvo, de odor desagradável, originado em locais como aterros sanitários ou lixões, resultado da água pluvial sobre essas áreas, da decomposição e da umidade dos resíduos sólidos que drenam e percolam através dos interstícios e camadas de resíduos sólidos, propiciando dessa forma, uma série de reações e processos físicos, químicos e biológicos (SILVA, 2002).

A principal preocupação ambiental associada a aterros sanitários está relacionada ao controle de emissões de lixiviado e biogás, em particular, o lançamento do lixiviado no meio ambiente local, haja vista a maioria dos aterros sanitários em operação nas cidades brasileiras não possui nenhum tipo de tratamento para o lixiviado ou utiliza sistemas de tratamento com baixa eficiência de remoção de material carbonáceo e de nutrientes.

O lixiviado pode ser considerado como uma água residuária de características bastante tóxica, com valores elevados de DBO₅, DQO, traços de metais pesados dissolvidos e amônia. A toxicidade do lixiviado está associada à presença de compostos recalcitrantes, metais pesados e elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Segundo Clément et al. (1997), a toxicidade do lixiviado não pode ser associada a uma substância isoladamente e nem a soma de todas as substâncias presentes, mas sim ao efeito sinérgico entre diferentes substâncias presentes na composição química do lixiviado. A quantificação de lixiviado produzido em aterro sanitário depende de vários fatores, tais como: condições meteorológicas do local (umidade, precipitação, evaporação, temperatura e ventos); geologia e geomorfologia (escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, grau de compactação e capacidade do solo em reter umidade); condições de operação do aterro (conformação e cobertura das células, grau de compactação dos resíduos, tipo de equipamento e o processo de recirculação); idade e natureza dos resíduos sólidos confinados (tipo, umidade, nível de matéria orgânica, características); topografia (área e perfil do aterro); qualidade e quantidade de recicláveis e hábitos da

população. Dentre as fontes que contribuem para a formação do lixiviado, a água da chuva, que percola através da camada de cobertura é, sem dúvida, a mais relevante (ALCÂNTARA, 2007). A composição físico e química de lixiviado geralmente muda de um aterro para outro e é função das características qualitativas e quantitativas dos resíduos aterrados (TORRES et al. 1997). Estudos realizados por Kjeldsen (et al. 2002) e Tatsi (et al. 2003) demonstram que quando em fase jovem, a composição química do lixiviado é constituída basicamente por substâncias de baixa massa molar ($MM < 120 \text{ g mol}^{-1}$), principalmente na forma de ácidos graxos voláteis, passíveis de degradação por tratamentos biológicos convencionais, especialmente sistemas aeróbios e anaeróbios. No tratamento biológico de lixiviado, a ação de microrganismos é direcionada para oxidar o material orgânico e adequá-lo para um posterior lançamento em corpos receptores. Os processos biológicos de tratamento são os mais freqüentemente utilizados, uma vez que permitem o tratamento de grandes volumes de efluentes, transformando compostos orgânicos complexos em material parcialmente mineralizados a custos relativamente baixos. Os processos convencionais empregados para tratamento de lixiviado são os físico-químicos, biológicos e a recirculação do lixiviado nas células do aterro, sendo que a eficiência destes sistemas de tratamento depende diretamente da composição química e da idade do lixiviado. Segundo (FLECK, 2003) para que os processos biológicos de tratamento sejam operados com sucesso, os microorganismos devem ter suas necessidades nutricionais satisfeitas, isto é, os macro e micronutrientes necessários devem encontrar-se disponíveis no meio em concentrações suficientes para garantir o crescimento da biomassa. Os processos biológicos de estabilização dos lixiviados estão sujeitos a problemas ocasionados pela presença de compostos que, em certas concentrações, ocasionam a diminuição ou suspensão temporária das atividades metabólicas dos microrganismos.

O tratamento de lixiviado, conjuntamente com esgotos domésticos consiste em uma prática muito difundida no mundo, por ser de baixo custo operacional e de implantação, além de eficiente, esse processo proporciona a diluição da concentração de N- NH_4^+ dos lixiviados, conseqüentemente o rebaixamento das concentrações de espécies inibidoras aos tratamentos biológicos. O desenvolvimento de métodos de tratamento integrado de lixiviado e esgotos domésticos municipais é necessário (WISZNIOWSKI *et al.*, 2007), visto que a disposição de lodos de ETE é responsável pela elevação da taxa de estabilização biológica dentro dos aterros, devido à presença de microrganismos e nutrientes nesses rejeitos, contribuindo para o aumento da produção de lixiviado (QASIM; CHIANG, 1994). Portanto, o tratamento biológico aeróbio combinado de lixiviado de aterro sanitário e efluente de lagoas de estabilização facultativas primárias, poderá despontar como uma promissora alternativa tecnológica, haja vista apresentar possibilidade real na otimização de sistema de tratamento.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitário (EXTRABES/UEPB), localizada no Bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, PB. O lixiviado “*in natura*” utilizado neste trabalho foi coletado no aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa-PB, localizado no Engenho Mussurê no Distrito Industrial, a 5 km da BR-101, sistema de confinamento dos resíduos sólidos urbanos do Consórcio de Desenvolvimento Intermunicipal da Região Metropolitana, constituído pelas cidades de Santa Rita, Bayeux, Cabedelo, Lucena, Conde, Cruz do Espírito Santo e João Pessoa. O lixiviado foi coletado e transportado até as dependências físicas EXTRABES em carros tanque, devidamente armazenados e submetidos à caracterização física e química e em seguida aduzidos para alimentação dos reatores. O sistema experimental era constituído por 12 reatores aeróbios com capacidade unitária de 20 litros e o delineamento experimental foi formatado por quatro tratamentos e três repetições. Na Tabela 1 são apresentados os dados operacionais aplicados aos reatores e a composição do substrato (efluente de lagoa de estabilização facultativa mais lixiviado) utilizado para alimentação dos reatores. O delineamento experimental adotado foi constituído por quatro diferentes tratamentos (T1, T2, T3, T4) e três repetições.

Tabela 1. Parâmetros operacionais aplicados e composição dos substratos de cada tratamento estudado.

Parâmetros/Tratamentos	V_R (L)	V_L (L)	V_{ELEG} (L)	Composição do Substrato (%)	TDH (dias)
T1	20,0	20	0	100/0	50,0
T2	20,0	18	2	90/10	50,0
T3	20,0	16	4	80/20	50,0
T4	20,0	14	6	70/30	50,0

V_R : volume do reator; V_L : volume do lixiviado; V_{ELEG} : volume de efluente de lagoa de estabilização facultativa; TDH: tempo de detenção hidráulica.

Na Figura 1 apresenta-se o desenho esquemático do sistema experimental aplicado para o estudo do processo de stripping de nitrogênio amoniacal.

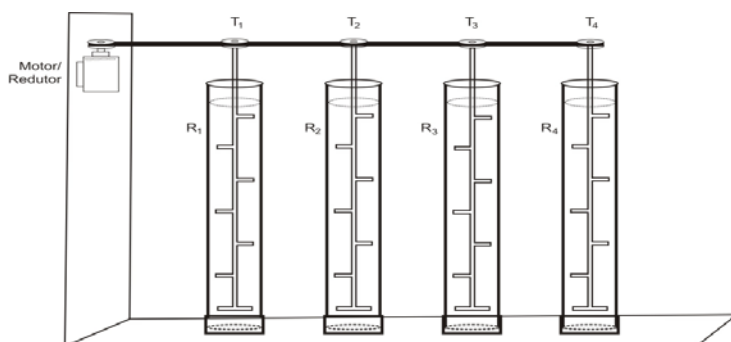


Figura 1. Desenho esquemático do sistema experimental.

Monitoramento do Sistema Experimental

O processo de monitoramento do sistema experimental consistiu basicamente na quantificação diária da temperatura e do oxigênio dissolvido na massa líquida do lixiviado e do substrato, quantificação “*in loco*” e da coleta de amostras para quantificação dos parâmetros: pH; alcalinidade total e ácidos graxos voláteis, uma vez por semana, aplicando-se os métodos preconizados por APHA (2005).

RESULTADOS

Na Tabela 2 são apresentados os dados advindos da caracterização do lixiviado utilizado no Tratamento 1 e na preparação dos substratos para os tratamentos 2, 3 e 4.

Tabela 2. Dados da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário.

Parâmetros	Tratamento 1	Tratamento 2	Tratamento 3	Tratamento 4
pH	8,0	7,7	7,7	7,7
AT (mgCaCO ₃ /L)	14291	12686	11266	9928
AGV (mgH _{AC} /L)	5907	5154	4662	3561
N-NH ₃ (mg/L)	2738	2411	2163	1884
NTK (mg/L)	4881	2538	2259	2037
Nitrato (mg/L)	0,1	0,1	0,1	0,1
DQO (mg/L)	25478	21539	21219	17857
DBO ₅ (mg/L)	3760	3600	3560	3380
Sulfato (mg/L)	0	5,4	9,4	23,7
Sulfeto (mg/L)	28,1	59,5	59,5	72,7
Fósforo (mg/L)	23,1	22,8	21	20,9
Ortofosfato (mg/L)	21,3	20,3	19,6	18,8
ST (mg/L)	25490	22862	21366	17934
STF (mg/L)	13606	12360	10696	9541
STV (mg/L)	11884	10502	10670	8406
SST (mg/L)	644	737	761	588
SSF (mg/L)	154	200	196	138,7
SSV (mg/L)	490	537	565	448
SD (mg/L)	24846	22125	20605	17346
SDV (mg/L)	11394	9965	10105	7958
SDF (mg/L)	13452	12160	10500	9402

O lixiviado “*in natura*” do aterro metropolitano da cidade de João Pessoa, com idade média de 08 anos, apresenta característica ligeiramente alcalina, haja vista a presença de significativa concentração de alcalinidade a bicarbonato, o que poderá contribuir positivamente para aplicação do tratamento biológico. A concentração de sólidos totais é cerca de 25,4 vezes superior a de esgoto doméstico e que da concentração deste material sólido, em média 97% é de material dissolvido, o que denota certa precaução quando da escolha do tipo de tratamento a ser adotado. Pode ser destacado ainda que o material carbonáceo presente no lixiviado apresenta característica de difícil biodegradação, haja vista a relação estabelecida entre a DBO₅/DQO ser de 0,14, valor este muito inferior ao apresentado por esgoto doméstico e que com certeza dificultará o desenvolvimento de qualquer alternativa de tratamento biológico. Uma outra característica extremamente impactante do lixiviado estudado neste trabalho é a concentração de nitrogênio amoniacal, haja vista alcançar valor médio de 2.738mg/L, algo em torno de 60 vezes superior à concentração de nitrogênio amoniacal de esgoto doméstico. Na Figura 2 apresenta-se o comportamento da variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal do lixiviado e dos três diferentes tipos de substratos tratados em reatores aeróbios durante o período de 50 dias.

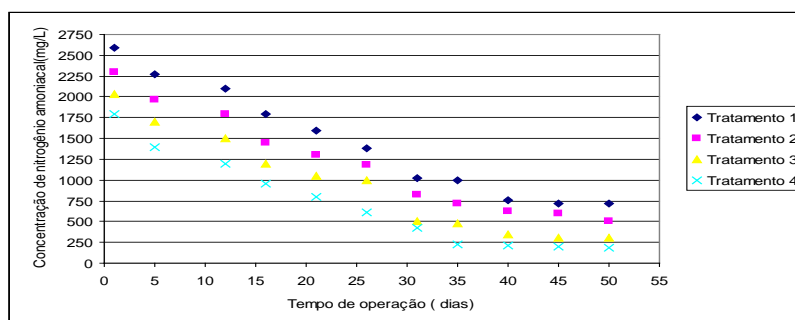


Figura 2. Comportamento da variação temporal da concentração média de nitrogênio amoniacal.

Salienta-se que cada tratamento foi realizado em ensaios com três repetições e que os dados apresentados são os valores médios de cada tratamento. Portanto, no caso do tratamento 1, a concentração de nitrogênio amoniacal variou de 2.608 a 2836mg/L, com concentração média de 2738mg/L. Pode ser verificado que a concentração de nitrogênio amoniacal foi sendo reduzida até aos 40 dias do período de monitoração, permanecendo estável entre o período de 40 e 50 dias. A estabilização do processo de dessorção do nitrogênio

amoniacoal pode ser explicada pela faixa de pH do lixiviado, que neste tratamento ficou em torno de 7,5 e que nesta faixa de pH apenas pequena fração de nitrogênio na forma de íon amônio (NH_4^+) se converterá para amônia (NH_3) e propiciará o processo de dessorção. No tratamento 2, em que o substrato era constituído por 90% de lixiviado mais 10% de efluente de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico, a concentração inicial de nitrogênio amoniacoal variou de 2.380 a 2.456, com concentração média de 2.411mg/L. Neste tratamento, a concentração média de nitrogênio amoniacoal foi reduzida para 500mg/L ao longo dos 50 dias de monitoração com tendência de redução, haja vista o progressivo crescimento do valor do pH, frente à floração inicial de massa de algas. Em relação ao tratamento 3, em que o substrato era constituído por 80% de lixiviado mais 20% de efluente de lagoas de estabilização facultativa, a concentração média inicial de nitrogênio amoniacoal no substrato era de 2.100mg/L e foi reduzida para o patamar de 250 mg/L. Neste tratamento, já foi verificado um aumento mais significativo no valor do pH, criando condições mais propícias para o processo de dessorção da amônia. No tratamento 4, o substrato foi preparado com 70% de lixiviado mais 30 de efluente de lagoas de estabilização facultativa, a concentração média inicial de nitrogênio amoniacoal era de 1800mg/L, sendo reduzida para algo em torno de 220mg/L aos 35 dias de monitoração. Após este período o processo de dessorção não foi mais representativo, haja vista também ter cessado o aumento do pH da massa líquida do substrato. Em termos de eficiência de dessorção de nitrogênio amoniacoal nos quatro tratamentos estudados, constatou-se que a eficiência média variou de 72 a 88% e que a maior eficiência foi alcançada no tratamento 3. Algumas questões que ainda precisam ser melhor estudadas é o efeito da altura da coluna líquida do lixiviado e do substrato, a composição química do lixiviado e a temperatura de trabalho deste tipo de operação unitária. O comportamento da variação temporal do pH do lixiviado e dos três tipos de tratamento é apresentado na Figura 3.

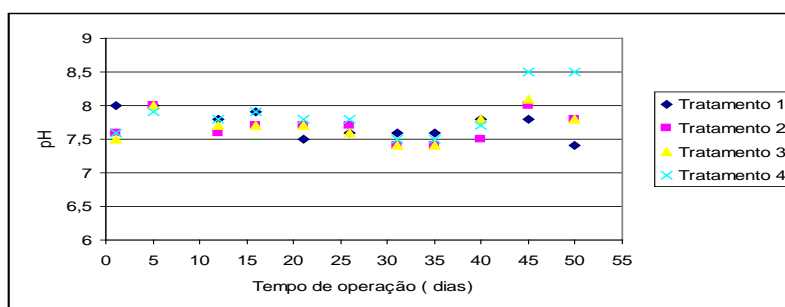


Figura 3. Comportamento da variação temporal do pH

O pH é um dos importantes parâmetros no processo de dessorção de nitrogênio amoniacoal, haja vista contribuir diretamente para conversão do íon amônio em gás amônia, conforme comportamento apresentado na Equação 1.



Para resíduos líquidos com pH igual ou superior a 7, o equilíbrio da Equação 1 se desloca para a esquerda e o íon amônio se converte em gás amônia. Portanto, quanto mais elevado for pH do resíduo líquido, maior será a taxa de conversão da concentração do íon amônio para gás amônia.

Analizando-se o comportamento da Figura 3, pode ser constatado que o pH inicial do lixiviado alimentado ao reator ficou na faixa de 8 unidades de pH e foi sendo reduzido para algo em torno de 7,3 aos 50 dias de monitoração. A redução no valor do pH poderá estar associada ao fenômeno da hidrólise em que determinados tipos de compostos orgânicos de cadeia complexas presentes no lixiviado foram convertidos em outros compostos orgânicos com características ligeiramente ácidas. Por outro lado, pode ser levado em consideração ainda que a não geração de massa de algas, contribuiu significativamente para a não elevação do pH, haja vista o não consumo de CO_2 do meio líquido. O percentual de efluente de lagoas de estabilização facultativa influenciou diretamente o valor do pH inicial dos substratos, propiciando com o tempo de operação um ligeiro acréscimo em função da formação de massa de algas e do processo fotossintético. O comportamento da variação temporal da concentração da alcalinidade total do lixiviado e dos três tipos de substratos é apresentado na Figura 4

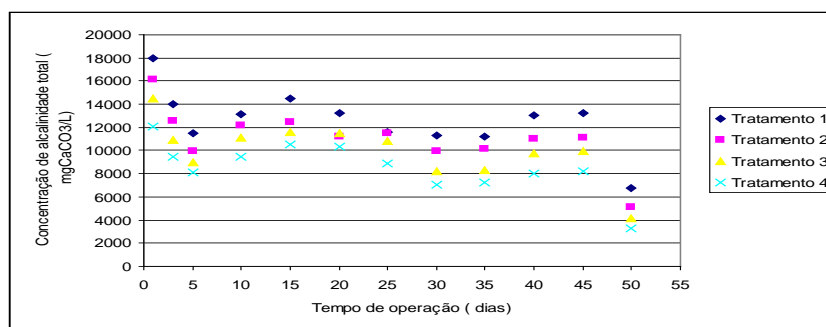


Figura 4. Comportamento da variação temporal da concentração da alcalinidade total

A concentração de alcalinidade total do lixiviado do aterro sanitário utilizado neste trabalho alcançou o patamar de 18000mgCaCO₃/L, com o significativo percentual de alcalinidade a bicarbonato, o que contribuiu substancialmente para elevação do valor do pH. No processo de nitrificação, para cada mol de NH₃ dissolvido há o consumo médio de 1 miliequivalente de alcalinidade total, conforme Equação 2.



Portanto, teoricamente a relação estabelecida entre o consumo de alcalinidade total e a concentração de amônia dissolvida é de 2,94gAT/ gNH₃. Na prática, para que estas relações ocorram satisfatoriamente, se faz necessária a presença de outras variáveis no processo. Em se tratando de um resíduo líquido com relação DBO₅/DQO extremamente baixa e elevada concentração de nitrogênio amoniacal, o consumo de alcalinidade total, no caso específico do tratamento 1 foi de 63% e para o demais tratamento a eficiência de consumo de alcalinidade total variou de 66 a 70%.

Na Figura 5 apresenta-se o comportamento da variação temporal da concentração de ácidos graxos voláteis do lixiviado (tratamento 1) e dos três tipos de substratos utilizados nos demais tipos de tratamentos.

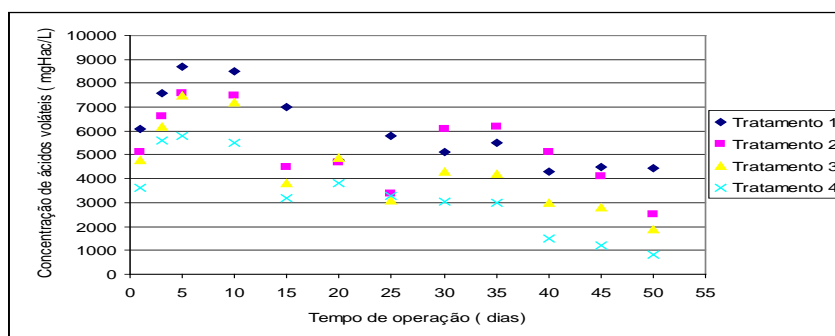


Figura 5. Comportamento da variação temporal da concentração de ácidos voláteis.

A concentração média inicial dos ácidos voláteis do lixiviado utilizado para realização do tratamento 1 era de 6.200mg/L, aumentando nos 10 primeiros dias de monitoração, chegando a alcançar o patamar de 8640mg/L. Após este período, a tendência foi decrescer, obedecendo a intervalos de oscilações e chegando aos 50 dias com concentração média igual a 4700mg/L. Nos demais tratamentos, a concentração de ácidos graxos voláteis, foi função do percentual de efluente de lagoas de estabilização facultativa usado para preparação do substrato, o mesmo acontecendo com a concentração de ácidos voláteis do efluente final. No caso específico do tratamento 4, a concentração final de ácidos voláteis ficou em torno de 940mg/L, com eficiência de remoção de 75%. Na Figura 6 podem ser observados os dados da concentração de oxigênio dissolvido quantificados na massa do lixiviado e dos três diferentes tipos de substratos.

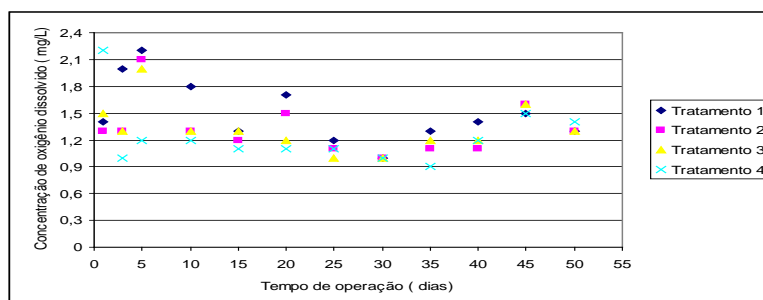


Figura 6. Comportamento da variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido.

Em todos os tratamentos foi quantificada a concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida do lixiviado e dos três diferentes tipos de substratos. O objetivo desta quantificação era constatar a aerobiose do processo e verificar se existiam correlações entre o percentual de efluente de lagoas de estabilização utilizado na preparação do substrato e a concentração de oxigênio dissolvido. O que se esperava, era que no tratamento que recebeu maior percentual de efluente de lagoas de estabilização facultativa, predominasse maior concentração de oxigênio dissolvido ao longo do período de monitoração, o que na prática não aconteceu. Analisando a tendência dos dados apresentados na Figura 6, pode ser constatado que até os 25 dias de monitoração, em todos os tratamentos, houve uma ligeira redução da concentração de oxigênio dissolvido. Isto pode ser explicado pelo efeito da oxidação de parte do material orgânica mais facilmente biodegradável presente na massa líquida do resíduo e também pela influência da temperatura ambiente, que de certa forma contribuiu com este fenômeno. Após os 25 dias de monitoração, pode ser observado um acréscimo da concentração de oxigênio dissolvido, chegando ao patamar de 1,5mg/L aos 50 dias de monitoração. Neste período, já era constatada uma constante floração de massa algal, principalmente nos tratamentos 2, 3 e 4.

Salienta-se que para reatores com esta configuração geométrica, em que a área de contato da massa líquida com a radiação solar é bastante reduzida, há dificuldade no processo de geração de massa de algas, consequentemente do incremento de oxigênio dissolvido e da elevação pH o que torna bastante lento o fenômeno da dessorção do nitrogênio amoniacal.

CONCLUSÃO

Analisando os dados deste trabalho, pode-se concluir que:

- Lixiviado de aterro sanitário com idade média de 10 anos, apresenta concentração de nitrogênio amoniacal de 2700mg/L, o que é indicador limitante para aplicação de processo de tratamento biológico.
- O lixiviado de aterro sanitário utilizado para realização deste trabalho era constituído por material orgânico com características recalcitrantes, haja vista a relação DBO_5/DQO ser da ordem de 0,14.
- A eficiência de dessorção de nitrogênio amoniacal para o lixiviado foi de 72% (tratamento 1), 79% para o tratamento 2 e 88% para os tratamentos 3 e 4.
- O custo deste sistema operacional é relativamente baixo, haja vista não ser necessário à aplicação de espécies químicas para correção do pH e nem de uma fonte externa de energia para propiciar o processo de dessorção.
- No geral, pode ser constatado que a aplicação de efluente de lagoas de estabilização facultativa com percentual de 20% na preparação do substrato (percentagem em volume), no caso específico deste trabalho, contribuiu positivamente para o processo de dessorção de nitrogênio amoniacal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. Tese de doutorado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 2007.
2. APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th edition. Public Health Association Inc., New York. 2005.

3. CLÈMENT, B.; COLIN, J. R.; ANNE, L. D. D. **Estimation of the hazard of landfill leachates through toxicity testing of leachates**. Chemosphere, v. 35, n.11. 1997.
4. FACCHIN, J.M.J.; COLOMBO, M.C.R.; COTRIM, S.L.S.; REICHERT, G.A. Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. XXVII Congresso interamericano de ingenieria sanitaria y ambiental. Porto Alegre-RS. 2000.
5. FLECK, Eduardo. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003, p. 1-4
6. KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. **Composition of MSW Landfill Leachate: A Review**. Environmental Science and Technology. V. 32, (4), p. 297 - 336, 2002.
7. LEITE, V. D., LOPES, W. S., PRASAD, S. **Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada**. In: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, pág 119, 2001.
8. LOPES, W.S. et al. **Estudos do stripping de ar em líquido percolado**. In: XXII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Joinville. Campina Grande: EXTRABES, 2003. p. 1-4.
9. MARTÍNEZ, S.G.; SOTO, C.A.V. **Tratamiento de los lixiviados de un vertedero en un sistema de lodos activados**. XXVII Congreso interamericano de ingenieria sanitaria y ambiental. Porto Alegre-RS, 2000, p. 1 -5
10. QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment**. *Tecnom Publishing Co., INC*: Lancaster, USA, 1994.
11. WISZNIEWSKI, J.; SURMACZ-GÓRSKA, J.; ROBERT, D.; WEBER, J.-V. **The effect of landfill leachate composition on organics and nitrogen removal in an activated sludge system with betonies additive**. *Journal of Environmental Management*. v. 85, n.1, p. 59-68, 2007.