

### III-192 - COMPORTAMENTO DO PH EM SISTEMAS AERÓBIOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

**André Granzotto Gewehr<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

**Eduardo Fleck<sup>(2)</sup>**

Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

**Luiz Fernando Cybis<sup>(3)</sup>**

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Ph.D. em Engenharia de Saúde Pública pela Universidade de Leeds, Inglaterra. PósDoc pela Iowa State University, nos Estados Unidos, em Análise de Ciclo de Vida de Biocombustíveis. Professor Associado IV da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH/UFRGS).

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Avenida Bento Gonçalves, 9.500 - Bairro Agronomia - Porto Alegre - RS - CEP: 91.501-970 - Brasil - Tel: (51) 3308-6671 - e-mail: [andregewehr@hotmail.com](mailto:andregewehr@hotmail.com)

#### RESUMO

O tratamento de lixiviado de aterro sanitário, subproduto da degradação anaeróbia dos aterros sanitários, vem sendo ao longo das décadas, um grande desafio para operadores do mundo afora para se adequarem aos padrões de emissão estabelecidos. Devido a grande quantidade de matéria orgânica, especialmente recalcitrante para lixiviados maduros, e alta concentração de nitrogênio amoniacal, torna-se o tratamento custoso e de difícil aplicabilidade. Tratamentos aeróbios, como a nitrificação, são recomendados para efluentes com alta concentração de nitrogênio, sendo que esse sistema atua em uma faixa restrita de pH. Nesse sentido, o trabalho estuda um fato pouco citado na literatura, o comportamento do pH de lixiviados quando estes são aerados sem a presença de biomassa no reator. Para tanto na primeira fase de ensaios utilizou-se um reator de 5 litros com vazões de 0, 3,5 e 7,5 L.min<sup>-1</sup>. Na segunda fase, para as mesmas vazões utilizadas anteriormente, o pH foi ajustado constantemente. Para ambas as fases, foram estabelecidos perfis temporais do pH e alcalinidade para um tempo de trabalho de oito horas. Os resultados demonstraram a forte tendência do aumento do pH em aerações prolongadas, assim como o consumo de alcalinidade quando realizado o ajuste do pH. O aumento do pH está ligado ao stripping do CO<sub>2</sub>, extremamente abundante em lixiviados, causado pela aeração que ocasiona um desequilíbrio do meio, tendendo a não formação de íons H<sup>+</sup>. Dessa forma, em conclusão, chega-se a um dilema, o sistema atinge valores de pH inibitórios para a nitrificação e se ajustado o pH, consome-se alcalinidade, que também é necessária para a nitrificação.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lixiviado, Sistemas Aeróbios, Reator Sequencial em Batelada, Comportamento pH, Aterro Sanitário.

#### INTRODUÇÃO

Aterro sanitário é o método de tratamento e disposição final de resíduos sólidos predominante em todo o mundo. Essa técnica de engenharia proporciona a estabilização parcial anaeróbia dos resíduos aliada à proteção da saúde pública e dos recursos naturais regionais. Entretanto, o aterro sanitário produz subprodutos líquidos e gasosos, os quais necessitam gerenciamento adequado. O efluente líquido, tecnicamente denominado lixiviado, tem sua caracterização quali-quantitativa deveras complexa, devido a diversos fatores que afetam sua geração, como tipologias de resíduos aterrados, grau de decomposição médio, clima, estação do ano, idade do aterro, profundidade do resíduo aterrado, tipo de operação do aterro, entre outros fatores. (REINHART; GROSH, 1998 apud ABES 2009). De forma geral, o lixiviado pode ser classificado em relação à idade do aterro onde é

gerado. Os lixiviados recentes ou jovens apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável, enquanto os maduros ou antigos apresentam concentrações inferiores de matéria orgânica, todavia altamente recalcitrantes, devido à presença de compostos húmicos. Outra característica comum aos lixiviados de qualquer idade é a elevada concentração de nitrogênio amoniacal (IM et al., 2001).

Neste sentido, ao longo das últimas décadas, diversos sistemas de tratamento vêm sendo propostos e testados ao tratamento dos lixiviados, mantendo como objetivos precípuos a remoção de matéria recalcitrante e de nitrogênio. Atualmente, admite-se que a solução para o efetivo tratamento dos lixiviados de aterro sanitário deva constituir-se de uma combinação de métodos biológicos e físico-químicos, havendo relatos de processos assim constituídos os quais se demonstraram bem sucedidos. Todavia, em função das elevadas vazões de lixiviados produzidos nos aterros, sobretudo naqueles sites em regiões de elevada pluviosidade, esforços adicionais tornam-se necessários, a fim de estabelecerem metodologias de baixo custo e elevadas eficiências.

Os tratamentos biológicos são reconhecidos e recomendados pela sua simplicidade e elevada relação custo-benefício (RENOU et al., 2009). Todavia, essas modalidades de tratamento não são recomendadas para remoção de matéria carbonácea em lixiviados maduros, em razão das altas concentrações de matéria recalcitrante (WISZNIEWSKI et al., 2006). Entretanto, a remoção de matéria nitrogenada por via biológica é recomendada por diversos autores. Por exemplo, Kaczorek e Ledakowicz (2006) afirmam que é possível obter-se remoção biológica de nitrogênio mesmo em lixiviados com elevadas concentrações de matéria orgânica recalcitrante.

Há diferentes abordagens para a remoção biológica do nitrogênio, como o processo de nitrificação-desnitrificação convencional, a nitrificação-desnitrificação via nitrito (shortcut), a nitrificação-desnitrificação simultânea e o Processo Anammox. Tais tratamentos, exceto o Anammox, demandam fase aeróbia, onde é necessário o aporte de oxigênio ao meio líquido para o crescimento dos microrganismos aeróbios autotróficos. As duas principais formas de provimento de oxigênio são aeração por ar difuso e aeração superficial ou mecânica (VON SPERLING, 1996). A atividade biológica pode sofrer inibição ou mesmo paralisação caso o oxigênio dissolvido seja mantido em baixas concentrações. Outros fatores influenciam a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes e, consequentemente, a taxa de oxidação da amônia: temperatura, pH e a presença de substâncias tóxicas inibidoras (SANT'ANNA JR, 2010). Considera-se que o pH recomendado para a nitrificação situa-se na faixa de 7,5 a 8,0 (METCALF & EDDY, 2003), ainda que alguns autores citem até 8,5 como apropriado (WEF, 1994 apud SANT'ANNA JR) e 7,2 a 8,0 (GERARDI, 2002 apud SANT'ANNA JR).

Um fenômeno pouco citado na literatura é a frequente elevação do pH de efluentes líquidos oriundos de tratamento anaeróbio em sistemas de aeração, alcançando-se valores inibitórios à nitrificação. Van Haandel e Lettinga (1994) citam que em pós-tratamento de esgotos domésticos efluentes de reatores anaeróbios, em que são utilizados processos aeróbios, há a possibilidade da elevação do pH do meio. Darto Filho (1997), em trabalho de cascadeamento de efluente proveniente de uma unidade anaeróbia de tratamento de esgoto, visando provimento de oxigênio, verificou elevação média do pH em 0,40 unidades, observando pH médio do afluente situando-se em 7,15 e do efluente pós-cascadeamento em 7,55. Kato e Florêncio (2001) pesquisaram o desempenho de lagoas de polimento como pós-tratamento de efluente anaeróbio, com pH inicial médio de 6,84, verificando sua ascensão a valores médios de 8,25, com um máximo observado de 9,5. Em outro trabalho utilizando lagoas de polimento recebendo efluentes de reator UASB, Mascarenhas et al. (2004) obtiveram rápida elevação de pH, de aproximadamente 7,4 para 9,0.

Assim como ocorre com esgotos efluentes de reatores anaeróbios, os lixiviados de aterro sanitário estão também sujeitos a elevações de pH quando aerados. Im et al. (2001) verificaram a elevação do pH no tratamento de lixiviado através de processo sequencial anaeróbio-aeróbio, registrando, na fase aeróbia, elevação do pH de aproximadamente 7,3 para 9,1. Fleck (2003) operou um filtro biológico aeróbio de baixa taxa sem aeração forçada para o tratamento de lixiviados. Embora o filtro tenha operado por meses em condições estáveis, obtendo remoção média de 53,17% de NTK, o autor verificou pH dos efluentes inexoravelmente superiores aos dos afluentes em algumas unidades decimais. Gewehr (2012), operando reatores sequenciais em batelada aplicados à nitrificação-desnitrificação de lixiviado, verificou rápidas elevações do pH assim que o meio, de pH médio inicial 8,3, foi submetido à aeração, alcançando valores finais entre 9,0 e 9,2. Tais resultados inadequam-se ao consumo ativo de alcalinidade em processo de nitrificação, sendo esperada, teoricamente, queda do pH do meio.

Outras pesquisas utilizaram air stripping (arraste de ar) para remoção da amônia livre de lixiviados de aterro sanitário, sendo também verificadas elevações do pH, ainda que o fenômeno seja, no caso, favorável a esse tratamento físico. Collivignarelli et al. (1998), trabalhando com air stripping obtiveram elevação do pH de aproximadamente 8,0 para 9,2. Moura (2008), também trabalhando com stripping de lixiviados, chegou a resultados similares, com elevação de pH de 8,3 para 9,3. A mesma autora realizou ensaios de degradabilidade aeróbia com lixiviado bruto e tratado utilizando diferentes vazões de ar. O lixiviado bruto (pH = 7,6) submetido a aeração utilizando a maior vazão de ar testada (2 L.min<sup>-1</sup>) teve o seu pH elevado mais rapidamente, atingindo valores de 9,2. Marttinen et al. (2002), em suas pesquisas com stripping, verificou que o lixiviado teve o seu pH elevado 7,3 para 9,2 durante as primeiras 6 horas de operação. Da mesma forma, Campos et al. (2007) verificou elevação do pH de 7,8 para 9,15.

## METODOLOGIA

Para a verificação da influência da aeração no comportamento do pH do lixiviado, foi utilizado um reator com aeradores acoplados em pedras porosas para a difusão de micro-bolhas e rotâmetros para a medição da vazão de ar. Para garantir a mistura completa do sistema o reator foi equipado por um agitador mecânico, o qual trabalhou com agitação igual a 30 rpm. O reator operou em bateladas, sendo inicialmente alimentado por lixiviado, e, sequencialmente com acionamento do misturador e do aerador com vazão de ar pré-estabelecida. Não foi utilizado qualquer biomassa no reator, portanto pressupõe-se que não há degradação da matéria orgânica e nitrificação. O lixiviado utilizado proveio do aterro da Central de Resíduos do Recreio - CRR, localizada no município de Minas do Leão-RS. A tabela 1 apresenta as características do lixiviado.

**Tabela 1 – Características do lixiviado utilizado no experimento**

Parâmetros	Unidade	Método analítico	Máx	Mín	Média	s
pH	-	4500 H <sup>+</sup> B – Método eletrométrico	8,47	8,00	8,30	0,12
Condutividade	mS.cm <sup>-1</sup>	Determinação com eletrodo	28,7	19,4	26,2	4,5
DQO	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	5220 C – Refluxo fechado / Método titulométrico	7272	3039	4786	857
DBO <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	5210 D – Respirométrico	2200	1250	1617	312
Nitrogênio amoniacal	mgN.L <sup>-1</sup>	4500-NH <sub>3</sub> B – Destilação preliminar / Método titulométrico	1792	1030	1441	207
Nitrogênio Total de Kjeldahl	mgN.L <sup>-1</sup>	4500-Norg C – Semi-micro Kjeldahl	1961	1344	1607	164
Alcalinidade	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	2320 B – Método titulométrico	14.400	5630	7970	2220
Sólidos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	2540 B –103-105 °C	17.670	14.935	15.911	1516

Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; s: desvio padrão; ND: Não detectado

O experimento foi dividido em duas etapas. Na primeira etapa, constituída para a verificação do comportamento do pH durante na aeração, foram realizadas bateladas de 8 horas utilizando volume de lixiviado de 5 litros. Foram utilizadas duas vazões de ar, de 3,5 e 7,5 L.min<sup>-1</sup>, além de um teste sem qualquer aeração. A cada 15 minutos o pH era monitorado, assim como a alcalinidade também foi monitorada a cada 30 minutos.

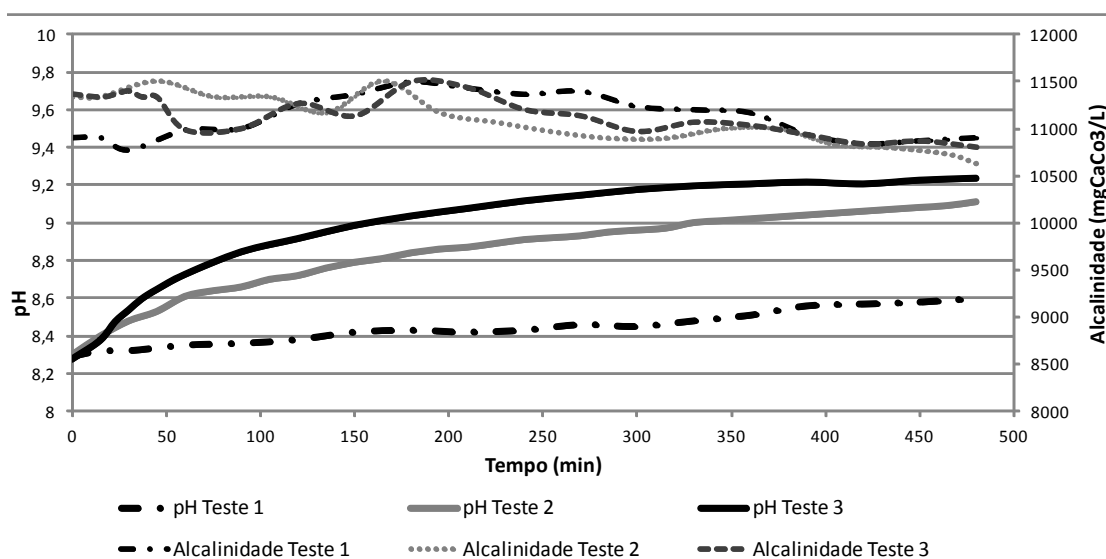
A segunda etapa realizou-se de modo idêntico a primeira, apenas desta vez o pH foi ajustado a valores de 7,2 a cada 30 minutos utilizando-se ácido sulfúrico concentrado para tal e monitorando a quantidade utilizada de tal. A tabela 2 apresenta os testes realizados. Para cada, foi traçado o perfil temporal do reator em relação ao pH e à alcalinidade.

**Tabela 2 – Testes realizados no experimento**

Teste	Volume (L)	Vazão de ar (L.min <sup>-1</sup> )	pH ajustado
1	5	0	Não
2	5	3,5	Não
3	5	7,5	Não
4	5	0	Sim
5	5	3,5	Sim
6	5	7,5	Sim

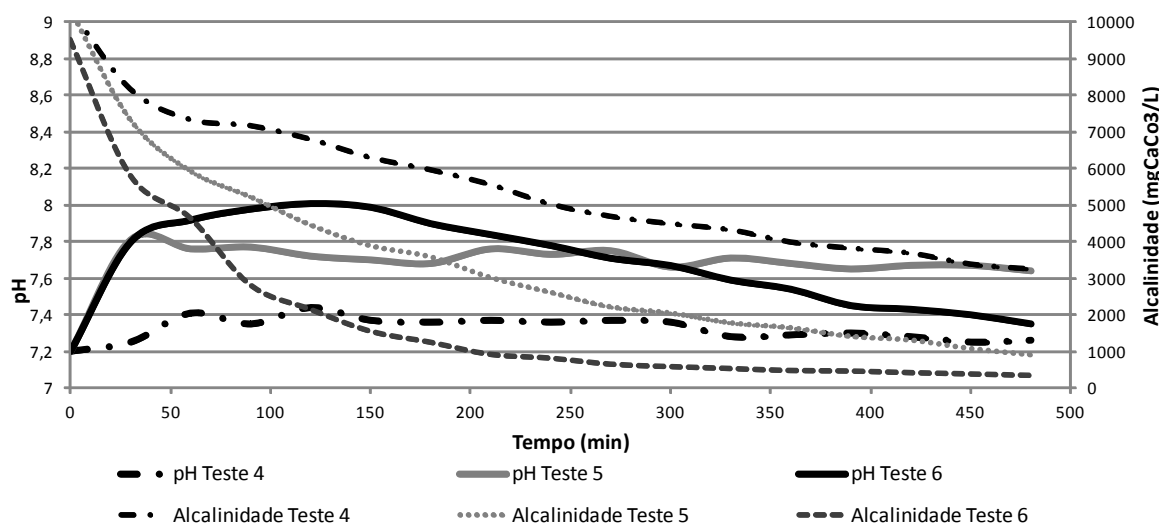
## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os três primeiros testes (figura 1) foram realizadas variando a vazão de ar para um volume de 5 litros no reator. Na figura 1 é possível observar-se a elevada tendência à elevação do pH, estabilizado em aproximadamente 9,2 ao final das oito horas empregadas. O teste 3, que utilizou aeração com vazão de  $7,5 \text{ L.min}^{-1}$ , demonstrou um aumento ligeiramente superior ao teste 2, em que utilizou-se vazão de  $3,5 \text{ L.min}^{-1}$ . Vale ressaltar que grandes quantidades de espuma foram produzidas em ambos os testes, especialmente no caso do teste 3. No teste 1, o qual ocorreu sem aeração artificial por aeradores, registrou-se uma leve adução de ar provocada pela agitação do sistema, mesmo que operado via agitação lenta. A alcalinidade dos três testes registrou leve elevação de início, mas na metade do tempo de ensaio registrou uma ligeira queda, atribuindo-se essa leve oscilação a eventuais inconsistências da análise de alcalinidade.

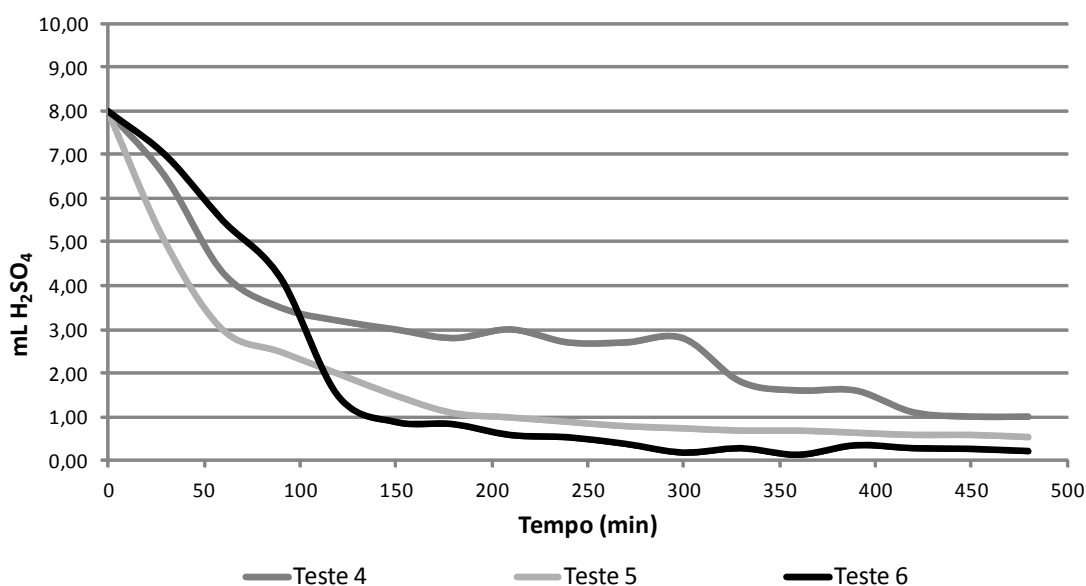


**Figura 1: Perfil temporal dos testes 1 a 3 variando a vazão de ar**

Nas três etapas seguintes, adotou-se a estratégia de controle do pH a cada intervalo de 30 min, também utilizando-se variações da vazão de ar aduzido (figura 2). O pH seguiu o padrão dos testes sem ajuste, havendo uma elevação de pH mais acentuada para a maior vazão testada, tendendo ao final das oito horas se estabelecer no pH ajustado de 7,2. Entretanto, de modo diferente dos testes anteriores, com a adição de ácido concentrado para o ajuste do pH, provocou-se consumo acentuado da alcalinidade, com redução de até 99% para o teste 6 que operou com maior suprimento de ar. Mesmo para o teste 4, no qual não houve qualquer aeração, houve redução da alcalinidade. Como citado anteriormente, a agitação provocou aeração no sistema. Constatou-se que à medida do consumo da alcalinidade, foram necessárias sucessivos menores aportes de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  para os ajustes do pH (figura 3).



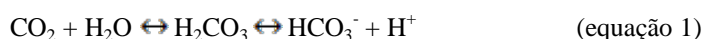
**Figura 2: Perfil temporal dos testes 4 a 6 ajustando-se o pH e utilizando-se diferentes vazões de vazão de ar**



**Figura 3: Perfil temporal do volume de  $H_2SO_4$  utilizado para o ajuste do pH**

Observa-se, em decorrência de tais resultados obtidos, mais um dos vários paradoxos historicamente enfrentados no tratamento de lixiviados, neste caso em relação a um sistema que vise à nitrificação: a elevação natural do pH com a aeração reduz ou mesmo pode inibir o processo autotrófico nitrificante, todavia, a remoção da alcalinidade para minimizar tal efeito poderá determinar a paralisação do processo, uma vez suposta demanda aproximada de  $7,07 \text{ mgCaCO}_3 \cdot (\text{mgN amoniacal a ser oxidada})^{-1}$ . Para os lixiviados brutos ou mesmo pré-tratados anaerobicamente, para os quais são esperadas concentrações de  $2000\text{-}4000 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ , haverá uma demanda por  $14,1\text{-}28,3 \text{ g CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (SANT'ANNA JR, 2010).

Teoricamente, a elevação do pH em meios de aeração pode ser atribuída a desequilíbrio químico decorrente da dessorção do dióxido de carbono originalmente dissolvido no meio líquido (LIJLEMA, 1971). Para compreender o fenômeno, inicialmente são reproduzidas as reações de equilíbrio do sistema carbonato (equação 1 a 3), apresentadas por Jamal (2002).



O dióxido de carbono dissolvido no meio líquido provém, sobretudo, da degradação da matéria carbonácea, ocorrida tanto em meios anaeróbios como aeróbios. Os aterros sanitários, assim como outros sistemas de degradação, produzem grandes quantidades de dióxido de carbono devido à intensa degradação microbológica dos resíduos, chegando a representar 40 a 60% do volume do biogás gerado (TCHOBANOGLIOUS et al., 1994). Devido à elevada pressão parcial de  $\text{CO}_2$ , a sua dissolução na fase líquida, no caso os lixiviados, é elevada, conforme preconiza a Lei de Henry (equação 4):

$$[\text{CO}_2]_{\text{sat}} = K_H \cdot P_{\text{CO}_2} \quad (\text{equação 4})$$

Onde  $[\text{CO}_2]_{\text{sat}}$  é a concentração de saturação do dióxido de carbono no meio líquido,  $K_H$  é a constante da Lei de Henry relativa ao equilíbrio  $\text{CO}_2$ -água, e  $P_{\text{CO}_2}$  é a pressão parcial de dióxido de carbono no meio.

Essa alta disponibilidade de dióxido de carbono proporciona a formação do íon hidrônio (equação 1), o qual, em oposição à elevada alcalinidade naturalmente presente nos lixiviados, atua no sentido da redução do valor de equilíbrio do pH do meio. Todavia, se ocorrer uma contínua remoção de dióxido de carbono do meio, a reação evoluirá no sentido da direita para a esquerda.

Em um sistema de evolução de bolhas de ar aduzidas a um meio líquido, estabelecer-se-á um fluxo de massa de dióxido de carbono do meio líquido para o meio gasoso, sendo a difusão tanto maior quanto maior o gradiente de concentração da espécie química entre as duas fases, conforme a Lei de Fick (equação 5):

$$J = -D \cdot \text{grad}C \quad (\text{equação 5})$$

Onde  $J$  é o vetor fluxo de matéria da espécie  $C$ ,  $D$  é o coeficiente de difusão e  $\text{grad}C$  é o gradiente de concentração de massa da espécie  $C$  entre dois pontos.

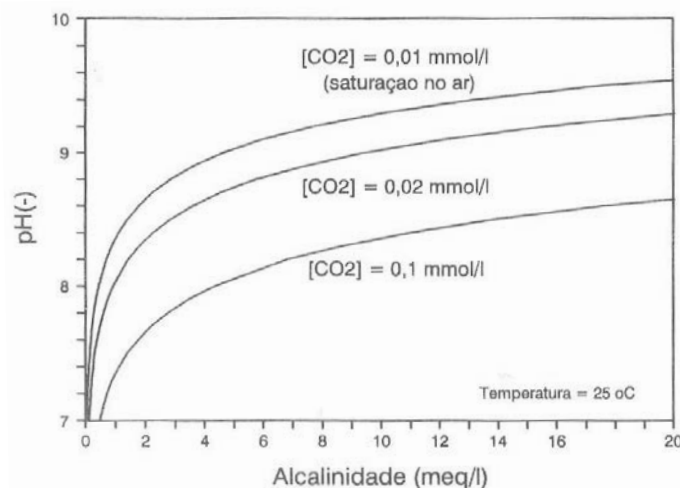
Em função do turbilhonamento do meio e da velocidade ascensional das bolhas de ar, as quais colapsarão na superfície do reator, maiores ou menores quantidades de dióxido de carbono serão transportadas de dentro para fora do reator. Como consequência, a concentração de dióxido de carbono e portanto a sua pressão parcial no meio líquido serão reduzidas. Tal fenômeno ocasionará deslocamento da reação da equação 1 para o consumo de  $\text{H}^+$  e formação de  $\text{CO}_2$ , o que resultará em elevação do pH. Ainda, conforme pode ser observado nas equações 1 e 3, o consumo do íon bicarbonato para produção de  $\text{CO}_2$  demandará na sua formação, conforme equação 3, conjuntamente com o íon hidroxila. Pelo prosseguimento da aeração, o processo permanecerá removendo íon hidrônio do meio, o que em termos da definição de Loewenthal e Marais (1986, apud HAANDEL; LETTINGA, 1994) pode ser compreendido como diminuição da acidez (equação 6):

$$Ac = 2[\text{CO}_2] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{H}^+] - [\text{OH}^-] \quad (\text{equação 6})$$

Com o progresso do sistema de aeração e o rebaixamento da pressão parcial de  $\text{CO}_2$  ocorre o rebaixamento da concentração de saturação da espécie química na fase líquida, conforme a Lei de Henry, o que leva à redução dos fluxos difusivos da espécie química entre a fase líquida e a gasosa (bolhas de ar em ascensão), os quais se anularão quando a concentração de saturação na fase líquida igualar-se à concentração de saturação no ar.

A Figura 4 (Haandel e Lettinga, 1994), apresenta a relação entre o pH e a alcalinidade para água com  $\text{CO}_2$  em concentração igual à de saturação no ar e com o dobro e dez vezes tal concentração de saturação. Tal qual identifica-se na citada Figura, para elevadas alcalinidades do efluente e rebaixamento progressivo da concentração de  $\text{CO}_2$  no meio líquido, apresenta-se tendência de equilíbrio do meio em pH superior a 9,0, o que encontra-se em concordância com estudos citados anteriormente.





**Figura 4: Relação entre o pH e a alcalinidade para água com concentração igual à de saturação no ar e com o dobro e dez vezes tal concentração de saturação (Fonte: VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994)**

## CONCLUSÕES

O experimento realizado comprova a forte tendência de elevação do pH em um sistema de aeração de lixiviados de aterro sanitário. Verificou-se a forte dependência da elevação do pH com a relação entre volume do líquido e vazão de ar administrada. Um eventual controle de pH através de ácido, ocasiona em um consumo excessivo da alcalinidade.

Como o reator não foi inoculado com biomassa e, portanto, não houve degradação da matéria orgânica e nitrificação no meio, os resultados apontam o aumento do pH devido ao stripping do  $\text{CO}_2$ , extremamente abundante em lixiviados. A aeração forçada ocasiona um desequilíbrio do meio, tendendo a não formação de íons  $\text{H}^+$ . Dessa forma, em conclusão, chega-se a um dilema, o sistema atinge valores de pH inibitórios para a nitrificação e se ajustado o pH, consome-se alcalinidade, que também é necessária para a nitrificação.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
2. COLLIVIGNARELLI, C.; BERTANZA, G.; BALDI, M. et al. Ammonia stripping from MSW landfill leachate in bubble reactors: process modeling and optimization. *Waste Management & Research*, v. 16, pp.455-466, 1998.
3. DARTO FILHO, J.; SOUZA, A. M. O cascadeamento como uma opção para o arejamento de efluentes anaeróbios diluídos. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais... p. 253-261, 1997.
4. FLECK, E. Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. 2003. 176 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
5. GEWEHR, A. G. Tratamento por coagulação-floculação de lixiviado bruto de aterro sanitário com e sem pré-tratamento biológico em reator sequencial em batelada. 2012. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
6. 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 anaerobic-aerobic system. *Water Research*. v. 25, p. 2403-2410, 2001.

7. KACZOREK, K.; LEDAKOWICZ, S. Kinetics of nitrogen removal from sanitary landfill leachate. *Bioprocess Biosystems Engineering*, v. 29, p. 291-304, 2006.
8. KATO, M. T.; FLORÊNCIO, L. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios em lagoas de polimento. In: CHERNICHARO C. A. L (Coord.) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte: FINEP, 2001. v.2, p.59-68.
9. JAMAL, A. Absorption and desorption of CO<sub>2</sub> and CO in alkanolamine systems. 2002. Ph.D. Thesis, The University of British Columbia, Vancouver.
10. LIJKLEMA, L.: Factors affecting pH change in alkaline waste water treatment. 1971. Ph.D. Thesis, Twente University of Technology, Enschede, The Netherlands.
11. MASCARENHAS, L. C.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v.9, n.1, p.45-54, 2004.
12. MOURA, D. A. G. Remoção de amônia por arraste com ar de lixiviados e aterros sanitários. 2008. 131 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
13. METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4º ed. McGraw Hill, 2003.
14. RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, p. 468-493, 2008.
15. SANT'ANNA JR, G. L. Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.
16. TCHBANOGLOUS, G., THESSSEN, H., VIGIL, S. A., 1994, "Composicion y Caracteristicas, Generacion, Movimiento y Control de los Gases de Vertedero". *Gestion Integral de Resíduos Sólidos*, v. 1, Mc Graw Hill.
17. VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. *Anaerobic sewage treatment: A practical guide for regions with a hot climate*. John Wiley and Sons, Chichester. 1994.
18. VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v. 2. Belo Horizonte: DESA-UFMG. 1996.
19. WISZNIEWSKI J.; ROBERT D.; SURMACZ-GORSKA J.; MIKSCH K.; WEBER J. V. Landfill leachate treatment methods: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 4, p. 51-61, 2006.