



II-078 – AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE PERCOLADO DE RESÍDUO DOMESTICO EM LAGOA ANAERÓBIA NO SEMI-ÁRIDO NORDESTINO

José Capelo Neto⁽¹⁾

Engenheiro Químico e Mestre em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará. Consultor na área de Limpeza Urbana e Especialista em Aterros Sanitários. Professor da Graduação do Instituto Centro de Ensino Tecnológico – CENTEC.

Suetônio B. Mota:

Doutor em Engenharia Sanitária e Ambiental. Professor de Graduação e Pós-Graduação na Universidade Federal do Ceará.

Fernando J. A. da Silva :

Mestre em Eng. Civil pela UFPb e Doutorando em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade de Leeds. Professor da Universidade de Fortaleza.

Marcelo Mendes Pedroza:

Químico Industrial e Mestre em Engenharia Civil pela UFPb. Professor da Graduação do Instituto Centro de Ensino Tecnológico – CENTEC

Francisco M. de Sá Barreto: Graduado em Geologia e Mestre em Engenharia Civil pela UFC. Professor da Graduação do Instituto Centro de Ensino Tecnológico – CENTEC.

FOTO
NÃO
DISPONIVEL

Endereço⁽¹⁾: Rua Monsenhor Otávio de Castro, 863 - Bairro de Fátima – Fortaleza - Ceará - CEP: 60050-150 - (085) 99759077 - e-mail: capelo@angelfire.com.

RESUMO

No tratamento do percolado do Aterro Sanitário Oeste, é utilizado um sistema de lagoas de estabilização em série. Este sistema é um dos mais apropriados para o tratamento de esgotos domésticos em regiões tropicais (Mara et al.,1992). Apesar desta técnica apresentar excelentes resultados no tratamento de esgotos domésticos, relatos a nível local e mundial de investigações sobre tratamento de percolado utilizando lagoas de estabilização são quase inexistentes. Apesar do longo tempo de detenção, a eficiência na remoção da matéria orgânica foi baixa, confirmando a natureza recalcitrante do material orgânico existente no percolado.

PALAVRAS-CHAVE: Chorume, Percolado, Aterro Sanitário, Lagoas de Estabilização, Tratamento Anaeróbio.

INTRODUÇÃO

A complexidade do percolado torna difícil a tarefa de formular diretrizes universais para seu tratamento (Lema et al., 1988). Para Keenan et al. (1984), o desenvolvimento de uma estratégia de tratamento do percolado, a qual resulte em técnicas efetivas para um determinado aterro, não necessariamente será aplicável a outros aterros. Os autores afirmam ainda que, até para um mesmo aterro, as técnicas de tratamento variam consideravelmente a medida que este envelhece.

No tratamento do percolado do Aterro Sanitário Oeste, é utilizado um sistema de lagoas de estabilização em série Este sistema é um dos mais apropriados para tratamento de esgotos domésticos na região nordeste do Brasil. Apesar desta técnica apresentar excelentes resultados no tratamento de esgotos domésticos, relatos a níveis local e mundial de pesquisas que utilizam lagoas de estabilização para o tratamento de percolado, são quase inexistentes.

Apesar do sistema de lagoas estar disponível (Figura 1), ainda não há percolado suficiente para enche-las e iniciar um tratamento em escala real. Assim, foram desenvolvidos testes de biodegradabilidade anaeróbia, os quais tiveram o objetivo de simular o funcionamento do sistema e de investigar o uso de inóculo sobre este tratamento.

Estudando-se o tratamento do percolado gerado no aterro em Caucaia procurou-se obter informações de forma a se compreender melhor seu biotratamento em lagoas de estabilização de forma a se propor novas alternativas de tratamento, sejam conjugadas às lagoas ou como forma única de tratamento.

O chorume ou sumeiro é um líquido mal cheiroso, de coloração escura, produzido pela decomposição bioquímica do lixo, principalmente em condições anaeróbias. É formado por enzimas expelidas por bactérias



que dissolvem a matéria orgânica, pela água das reações bioquímicas e pela água contida no lixo e na matéria orgânica (Orth, 1981).

Segundo Venkataramani et al. (1983), existem três estágios significantes na produção de percolado. Primeiro, pela compressão e compactação dos resíduos sólidos; depois, pela decomposição da matéria orgânica, e por último, entretanto muito mais significativa, pela infiltração de água através das camadas superficiais, laterais ou inferiores das trincheiras dos aterros sanitários. Vale ressaltar que tais estágios podem ocorrer simultaneamente.

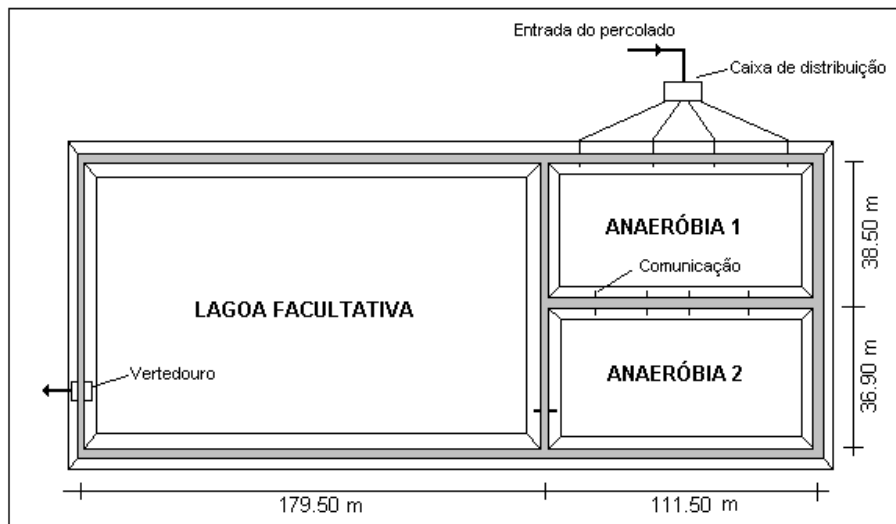


Figura 1. Esquema do sistema de lagoas de estabilização disponível para o tratamento do percolado no Aterro Sanitário Oeste, em Caucaia.

DIGESTÃO ANAERÓBIA

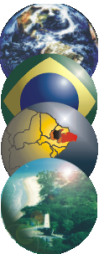
A digestão ou degradação anaeróbia pode ser entendida simplificada como consistindo de três estágios. No primeiro, compostos orgânicos sólidos, complexos e dissolvidos, são hidrolisados e fermentados a ácidos graxos voláteis, álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono. No segundo estágio, um grupo de bactérias acetogênicas converte os produtos do primeiro estágio a, basicamente, ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono. O metano é produzido pelas bactérias metanogênicas, no estágio final. Esta produção pode ser feita tanto por bactérias acetoclásticas, que convertem o ácido acético a metano e CO_2 , ou por bactérias hidrogenotróficas, as quais convertem hidrogênio e CO_2 a metano (Christensen e Kjeldsen, 1989)

LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Lagoas de estabilização são bacias rasas construídas pelo homem, na qual águas residuárias são tratadas por processos naturais de decomposição da matéria orgânica. Tais processos naturais são geralmente confiáveis e não precisam de equipamentos sofisticados nem de esquemas especiais de gerenciamento. Entretanto são lentos, e desta forma, tais águas residuárias necessitam de longos tempos de detenção implicando em grandes requisitos de área (Von Sperling, 1996).

Os sistemas de lagoas de estabilização são utilizados com grande sucesso, em várias partes do mundo, no tratamento de esgotos domésticos e industriais. Existem diversas variantes deste sistema, dependendo basicamente da necessidade de simplicidade operacional, da disponibilidade de área, do tipo de água residuária a ser tratada e da qualidade do efluente desejado. Tais variantes podem ser obtidas arranjando-se os três tipos básicos de lagoas de estabilização (Mara et al., 1992):

Lagoas Anaeróbias : funcionam basicamente como tanques sépticos abertos. Sua função principal é a remoção da matéria orgânica carbonácea. Têm entre 2 a 5 metros de profundidade e podem receber altas cargas orgânicas (geralmente $> 100 \text{ g DBO/m}^3 \cdot \text{d.}$ ou 3000 Kg / ha.d. para uma profundidade de 3 metros). Não contêm oxigênio



dissolvido nem algas. Funcionam extremamente bem em climas quentes. Podem atingir uma remoção de DBO entre 60 a 75 %, a 20 e 25 °C respectivamente (op. cit.).

Lagoas Facultativas : têm uma profundidade que varia entre 1 e 2 metros. São projetadas com o objetivo de remoção de DBO tendo uma aplicação de cargas orgânicas menores que as anaeróbias (100-400 Kg DBO/ha . d). Permitem o desenvolvimento de algas, e desta forma, pela fotossíntese, a elevação da concentração de oxigênio dissolvido na massa de água.

Lagoas de Maturação : sua principal função é a remoção de organismos patogênicos. Têm profundidade variando entre 1 e 1,5 metros e uma população de algas bem mais diversificada que as lagoas facultativas. Sua remoção de matéria carbonácea é pequena, entretanto, podem contribuir para a remoção de nutrientes, tais como o nitrogênio e o fósforo.

O mecanismo mais importante na remoção da matéria orgânica é a decomposição da parte sedimentável que se deposita no fundo da lagoa. No caso das lagoas facultativas, os processos de respiração e fotossíntese são preparatórios para facilitar a sedimentação da matéria orgânica após a qual sofrerá digestão anaeróbia (Van Handel e Lettinga, 1994).

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio são (Soares et.al.,1995 appud Von Sperling, 1996) :

- * - Volatilização da amônia;
- * - assimilação da amônia e nitratos pela algas;
- * - nitrificação – desnitrificação;
- * - sedimentação do nitrogênio orgânico particulado.

Os principais mecanismos de remoção do fósforo em lagoas de estabilização são (Van Handel e Lettinga, 1994)

:

- * - Retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final;
- * - precipitação de fosfatos (hidroxiapatita ou estruvita) em condições de elevado pH (acima de 8).

Apesar de serem amplamente usadas, estudos sobre a eficiência do tratamento de percolado em lagoas de estabilização em escala real são escassos e pouco conclusivos. Blakey et al. (1987) simularam, em escala de laboratório, o funcionamento de uma lagoa anaeróbia, com o intuito de investigar os efeitos da temperatura, suplementação de nutrientes e inoculação microbiana sobre o percolado de lixo doméstico armazenado sob condições anaeróbias.

OBJETIVOS

- Verificar o grau de biodegradabilidade do percolado em lagoas de estabilização através de testes de biodegradabilidade anaeróbia;
- Avaliar o efeito da adição de lodo anaeróbio no tratamento do percolado em escala de laboratório;

MATERIAIS E MÉTODOS

Os testes de biodegradabilidade tiveram como objetivo simular o funcionamento do sistema de lagoas de estabilização, no tratamento do percolado gerado no Aterro Sanitário em Caucaia. Tais testes investigaram também o efeito do uso de inóculo sobre o percolado mantido sob condições anaeróbias.

Os dois reatores, mantidos em regime de batelada, foram confeccionados com tubos de PVC de 100 mm, com volume útil de 9 litros e foram mantidos à temperatura ambiente (28 °C ± 1 °C). Tinham uma altura de aproximadamente 1,5 m e, por isto, foi necessária a instalação de bombas peristálticas, as quais promoveram uma melhor mistura da massa líquida. O propósito de se melhorar a mistura nos reatores foi o de minimizar uma possível resistência à transferência de massa (nutrientes e outros), a qual seria mais um elemento de interferência, além dos relacionados às reações bioquímicas envolvidas nos processos anaeróbios.

O percolado utilizado foi coletado no poço de recalque, onde se misturam os efluentes líquidos provindos de todas as trincheiras atendidas pelo sistema de drenagem, no dia 13 de julho 1998 entre 10:00 e 13:00 horas.

Antes da coleta, o líquido presente no poço de recalque foi agitado mecanicamente, de forma a proporcionar uma amostra mais homogênea. As amostras foram coletadas com auxílio de uma garrafa coletora e



aconditionadas a temperatura de 4 °C, em frascos de vidro previamente lavados com solução ácida e água ultra-pura.

O reator **1CH** recebeu 9 litros de chorume e o reator **2CHL** recebeu 8 litros de chorume e 1 litro de lodo anaeróbio. O lodo utilizado como inóculo foi coletado, no mesmo dia, no fundo da lagoa anaeróbia do sistema de lagoas de estabilização do Distrito Industrial de Maracanaú. O lodo foi caracterizado físico-quimicamente, e os resultados são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização físico-química do lodo anaeróbio usado nos reatores.

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO
pH	7,17
Condutividade	4,01
DQO total	1864
DBO ₅ total	1125
Sólidos Totais	2756
Sólidos Voláteis Totais	1152
Sólidos Fixos Totais	1604
Amônia	123
TKN	602,60
Fósforo total	39,78
Orto-Fosfato	3,75
Sulfato	76,65

Todas as concentrações em mg/L exceto pH e condutividade (mS).

A concentração de fósforo solúvel foi aumentada em 3 mg/L, nos dois reatores, com uma solução de ácido fosfórico (10 % p/v de P), elevando a concentração de fósforo total para 4,7 mg/L, eliminando assim a possibilidade deste nutriente atuar como fator limitante ao crescimento microbiano.

Alíquotas de 50 mL de percolato de cada reator foram coletadas e caracterizadas quinzenalmente. Antes da coleta, as bombas eram desligadas, de forma a promover a sedimentação do lodo da mistura e, posteriormente, o sobrenadante era retirado. O percolato permaneceu durante 180 dias no sistema e foram feitas, em média, doze análises para cada parâmetro estudado. Um esquema simplificado do aparato experimental é mostrado na Figura 2.

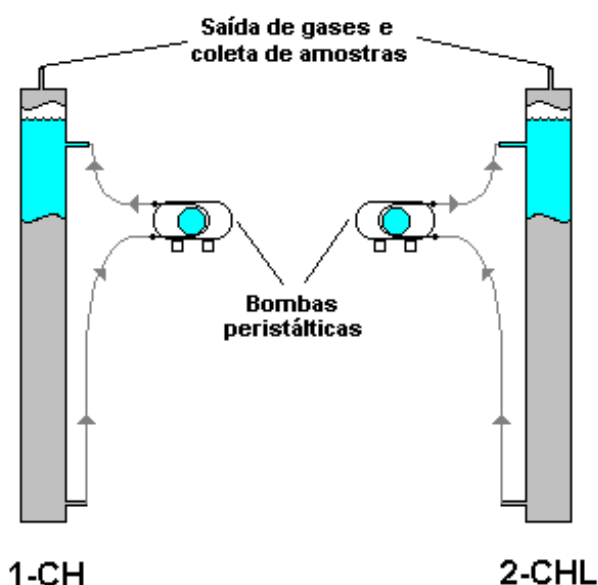


Figura 2. Esquema simplificado dos reatores utilizados.

Os parâmetros analisados são mostrados no Quadro 1. Os procedimentos analíticos basearam-se nos métodos recomendados pela APHA, AWWA & WPCF (1992). As análises foram realizadas nos laboratórios da SEMACE (Superintendência do Meio Ambiente do Estado do Ceará).

Quadro 1. Parâmetros físico-químicos analisados e métodos utilizados.

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉTODO
pH	Unidade	Eletrométrico
Temperatura	°C	Termômetro de Hg.
DBO ₅	mg/L	Frascos padrões
DQO	mg/L	Digestão por K ₂ Cr ₂ O ₇ em refluxo fechado.
Amônia	mg-N/L	Nessler
Fósforo Total	mg-P/L	Digestão em persulfato de amônio

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A evolução das concentrações de DBO₅ com o tempo, para ambos os reatores, é mostrada na Figura 3. Há um pequeno aumento na concentração deste parâmetro no reator 2CHL, no início da análise, devido a adição de lodo anaeróbio. No final do experimento (169 dias), a concentração de DBO₅ no reator 1CH chegou a 40 mg/L e no reator 2CHL, a 20 mg/L, representando uma remoção de 55,6% e 77,8%, respectivamente. Verifica-se que, no reator com lodo anaeróbio, a remoção de DBO₅ foi significativamente maior.

O acompanhamento da remoção de DQO, nos reatores 1CH e 2CHL, ao longo do tempo, é mostrado na Figura 4. Observando as linhas de tendências, verifica-se que a remoção de DQO foi maior no reator 1CH (não inoculado), nos primeiros 100 dias de tratamento, momento em que este alcança uma estabilização, próximo ao patamar de 35 %.

Apesar de inicialmente menos eficiente, o reator 2CHL (inoculado com lodo anaeróbio) continua a remover a matéria orgânica, mesmo após a estabilização ocorrida no reator 1CH, aos 100 dias. No final do experimento, a remoção de DQO no reator 2CHL chegou a 55% e, aparentemente, esta remoção continuaria a aumentar se mais tempo fosse permitido ao tratamento.

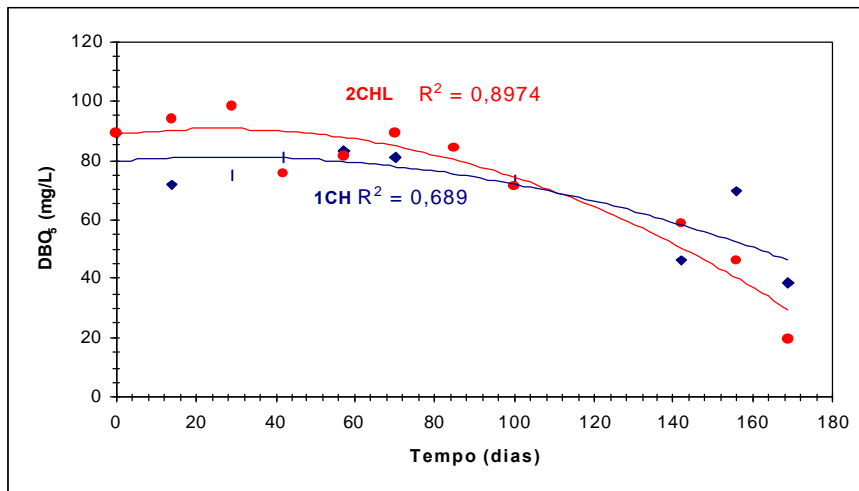


Figura 3. Evolução das concentrações de DBO₅ nos reatores 1CH e 2CHL com suas linhas de tendências. Percolado do Aterro Sanitário Oeste, Caucaia – CE, 1998.

É possível que este atraso na remoção de DQO, no reator 2CHL, se deva ao fato de que as bactérias inoculadas junto com lodo anaeróbio, necessitem de um certo tempo para se adaptarem ao novo meio. Apesar da sensível melhora na eficiência de remoção, com a adição do lodo anaeróbio, o reator 2CHL apresentou uma baixa eficiência, além de uma cinética lenta.

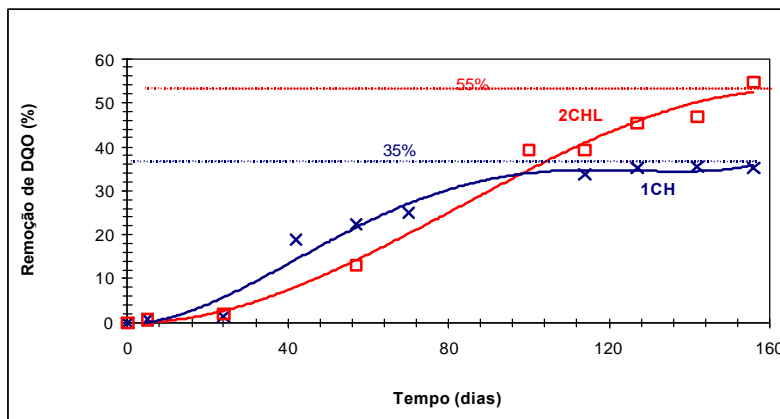


Figura 4. Remoção de DQO nos reatores 1CH e 2CHL e suas linhas de tendências ao longo do tempo. Percolado do Aterro Sanitário Oeste, Caucaia – CE, 1998.

Na Figura 5 são apresentadas as concentrações de DQO nos reatores 1CH e 2CHL, numa forma linearizada. Esta análise teve como objetivo determinar a constante da taxa de remoção da matéria orgânica (K) nos reatores acima citados.

Através dos dados de ambos os reatores, foram ajustadas retas com razoável grau de proximidade, significando que a reação de remoção de DQO do percolado, sob condições anaeróbias, é de primeira ordem.

As constantes de reação, para os dois reatores, foram obtidas a partir das inclinações das retas encontradas na Figura 5. Para o reator não inoculado (1CH), K foi igual a $0,0034 \text{ dia}^{-1}$ enquanto que para o reator inoculado com lodo anaeróbio (2CHL), $K = 0,0049 \text{ dia}^{-1}$. Portanto, a remoção de DQO foi mais rápida no reator inoculado. A Tabela 2 compara as constantes encontradas no tratamento do percolado do Aterro Sanitário Oeste com as obtidas por Blakey et al. (1997) em experimento similar, tratando percolados gerados em aterros ingleses, a diversas temperaturas e com suplemento de fósforo.

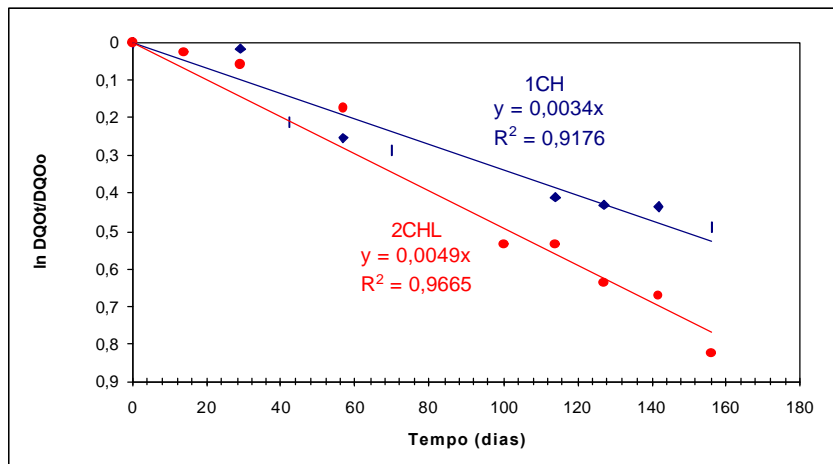
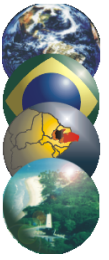


Figura 5. Cálculo das constantes de reação de primeira ordem na remoção de DQO (K) nos reatores 1CH e 2CHL. Percolado do Aterro Sanitário Oeste, Caucaia – CE, 1998.

Tabela 2. Constantes de primeira ordem da remoção de DQO dos percolados gerados na Inglaterra e no Aterro Sanitário Oeste em Caucaia – Ceará.

Local de geração	Temperatura (°C)	Constante de 1ª ordem (K). dia ⁻¹
Caucaia (Reator 1CH - não Inoculado)	28	0,0034
Caucaia (Reator 2CHL - Inoculado)	28	0,0049
Inglaterra*	25	0,03170
Inglaterra*	10	0,00830
Inglaterra*	4	0,00120

* - Blakey et al., 1997.

A análise dos dados da tabela 2 mostra que as constantes de remoção de DQO do percolado local são significativamente menores que as encontradas por Blakey et al.(1997), sugerindo uma cinética mais lenta, apesar de estar submetido a uma temperatura maior e, portanto, mais favorável aos processos bioquímicos. O pH do percolado nos reatores teve uma tendência decrescente ao longo do tratamento, iniciando próximo a 8,4 e estabilizando em torno de 7,5 no final do experimento (Figura 6). Este decréscimo do pH pode ser decorrente do aumento da pressão parcial de CO₂ na massa líquida, da formação de ácidos voláteis, do consumo de alcalinidade ou da combinação destes fatores (Van Handel e Lettinga, 1994). De qualquer forma, este comportamento indica a existência de atividade biológica, principalmente daquelas culturas pouco sensíveis a altos valores de pH.

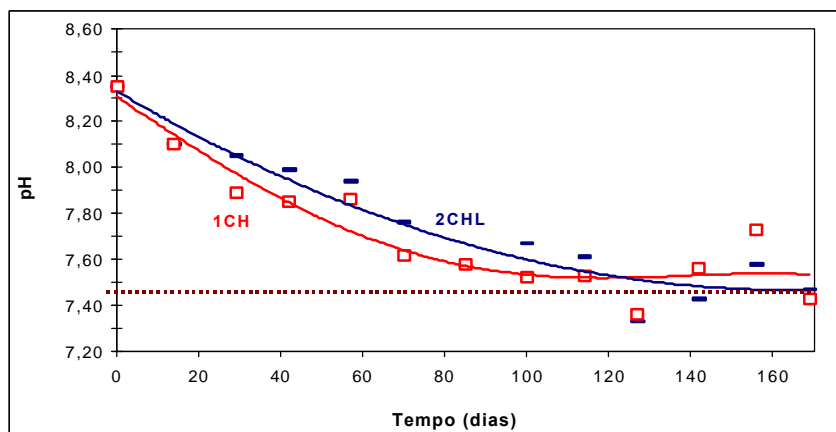


Figura 6. Comportamento do pH nos reatores, tratando percolado do Aterro Sanitário Oeste, Caucaia - CE, 1998.



Entretanto, a faixa ótima (em torno da neutralidade), necessária para o desenvolvimento dos microrganismos encarregados da metanogênese, não foi atingida e, desta forma, uma das etapas mais importantes da digestão anaeróbia provavelmente não foi desenvolvida a contento.

A remoção de amônia, em ambos os reatores, apresentou-se eficiente, como mostra a Figura 7. No reator inoculado com lodo anaeróbio (2CHL), esta remoção alcançou 98,9% contra 95,1 % no reator não inoculado (1CH).

Esta remoção pode ter sido conseqüência da dessorção da amônia livre (NH_3) para a fase gasosa, já que o pH do percolado (acima de 7,5) favoreceu a presença desta forma sobre o íon amônio (NH_4^+), e/ou pela utilização desta amônia como fonte de nitrogênio pelos microrganismos. A remoção da amônia dá-se, também, em meio aeróbio, através da nitrificação, entretanto, não é provável que este mecanismo tenha sido utilizado nos reatores em estudo pelo fato destes terem sido mantidos sob condições anaeróbias.

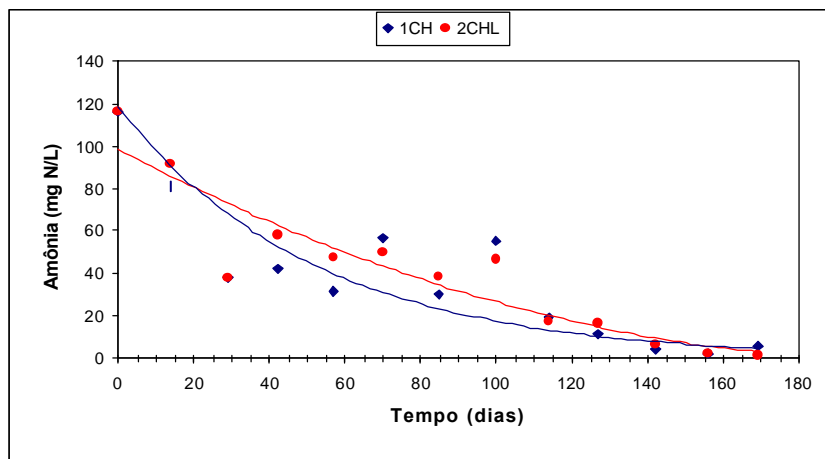


Figura 7. Comportamento da amônia nos reatores 1CH e 2CHL e suas linhas de tendência. Percolado do Aterro Sanitário Oeste, Caucaia – CE, 1998.

CONCLUSÕES

Pela análise do tratamento do percolado nos reatores, foram obtidas as seguintes conclusões:

Apesar do longo tempo de detenção, a eficiência na remoção da matéria orgânica foi baixa, confirmando a natureza recalcitrante deste material. A DBO_5 teve uma diminuição de 55,5 %, no reator 1CH, e 77,8 % no reator 2CHL; já para a DQO, esta redução foi 35 %, no reator 1CH, e 55 % no reator 2CHL; a reação de remoção da DQO seguiu uma cinética de primeira ordem; a degradação do percolado foi lenta. Esta baixa velocidade é traduzida pelas pequenas constantes de remoção de DQO ($K_{1CH} = 0,0034$ e $K_{2CHL} = 0,0049$) encontradas; a adição do lodo anaeróbio de esgotos domésticos teve um efeito positivo na remoção da matéria orgânica do percolado, tanto no que diz respeito à quantidade removida quanto à cinética da reação; o processo da digestão anaeróbia nos reatores não foi completo, pela falta das condições físico-químicas necessárias ao desenvolvimento dos organismos metanogênicos principalmente o alto pH, a grande quantidade de amônia e a predominância de matéria orgânica recalcitrante como principal fonte de carbono.

RECOMENDAÇÕES.

Sejam utilizados processos físico-químicos e biológicos integrados, os quais permitam, pôr exemplo a neutralização do pH e a remoção da amônia antes do tratamento biológicos de percolados antigos.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BLAKEY, N.C.; COSSU, R.; MARIS, P.F.; MOSEY, F.E. Anaerobic Lagoons and UASB Reactor : Laboratory Experiments. In : T.H. Christensen, R. Cossu e R. Stegmann (Editors). Landfilling of Waste : Leachate. Chapman and Hall Ltd, p. 245 – 265 , London, 1997.
2. CHRISTENSEN, T.H., KJELDSSEN, P. Sanitary Landfilling : Process, technology, and environmental impact. New York : Academic Press, 1989, Cap. : Basic biochemical processes in landfills, p. 29-49.
3. KEENAN, J.D., LEE STEINER, R., FUNGAROLY, A.A.: Journal of water pollution control federation, n.56, p.27, 1984.
4. LEMA, J.M., MENDEZ, R. e BLAZQUEZ. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. Water, Air, and Soil Pollution. v. 40, p. 233-250, 1988.
5. MARA, D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W.; MILLS, S. W. Waste Stabilisation Ponds – A Design Manual for Eastern Africa. Lagoon Tecnology International Ltd. England, 1992.
6. ORTH, M.H. de A. Aterros Sanitários. Revista de Limpeza Pública. São Paulo, v. 8, n.20, p.26-34, 1981.
7. STANDARD METHODS - For examination of water and wastewater, 18 ed., Baltimore: APHA - AWWA & WPCP, 1992.
8. VAN HANDEL, A. .C.; LETTINGA, G. Tratamento Anaeróbio de Esgotos. Um Manual para Regiões de Clima Quente. Campina Grande – PB. EP Graf. 1994.
9. VENKATARAMANI, E.S.; AHLERT, R.C.; CORBO, P. Biological treatment of landfill leachates. CRC Critical Reviews in Environmental Control. V. 14, n 4, p. 333-376, 1983.
10. VON SPERLING, M. Lagoas de Estabilização. Belo Horizonte: UFMG - DESA, 1996. v.3, 134 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias)