

II-348 - AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA TERMOFÍLICA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Robson Marques Viana⁽¹⁾

Químico Industrial pela Faculdades Reunidas Nuno Lisboa. Mestrando em Engenharia Ambiental pela Escola Politécnica/Escola de Química da UFRJ.

Magali Christe Cammarota⁽¹⁾

Engenheira Química pela UFRJ. Mestre em Tecnologia em Processos Químicos e Bioquímicos pela EQ/UFRJ. Doutora em Bioquímica pelo IQ/UFRJ. Professora Associado do Depto. de Eng. Bioquímica - Escola de Química - UFRJ.

Lídia Yokoyama⁽¹⁾

Engenheira Química pela UFPA. Mestre em Engenharia Metalúrgica - PUC-RJ. Doutora em Química - PUC-RJ. Professora Adjunto do Depto. de Processos Inorgânicos - Escola de Química - UFRJ.

Endereço⁽¹⁾: Av. Horácio Macedo, 2030, Centro de Tecnologia, Bloco E - CEP: 21941-909 - Brasil - Tel: (21) 2562-7568/7640 - e-mail: christe@eq.ufrj.br, lidia@eq.ufrj.br.

RESUMO

O lixiviado de aterros sanitários é um líquido escuro resultante da ação dos micro-organismos sobre os componentes orgânicos e inorgânicos contidos no resíduo disposto em aterros. Os lixiviados de aterros antigos apresentam dificuldade de degradação da matéria orgânica em decorrência da elevada concentração de nitrogênio amoniacal e presença de substâncias recalcitrantes. Neste sentido, a tendência de tratamento de lixiviados estabilizados é a combinação de processos para a remoção de nitrogênio amoniacal, seguida ou não por um tratamento químico para proporcionar uma maior degradação biológica. Neste contexto, este trabalho visou avaliar a biodegradabilidade anaeróbia termofílica após um pré-tratamento de remoção do nitrogênio amoniacal por arraste com ar seguido ou não pelos processos de coagulação/floculação com cloreto férrico ou reação de Fenton. Os resultados indicaram que a remoção de amônia contribuiu para uma melhor degradação anaeróbia a 35°C. O aumento da temperatura no processo anaeróbio não resultou em maiores degradações em função da não adaptação dos micro-organismos do inóculo a altas temperaturas. Os pré-tratamentos de clarificação e oxidação com Fenton associados à remoção de amônia permitiram uma melhor degradação dos constituintes do lixiviado, sendo este último o que resultou em maior produção específica de metano.

PALAVRAS-CHAVE: Lixiviado, Aterro Sanitário, Biodegradabilidade Anaeróbia, Termofílica.

INTRODUÇÃO

A destinação de resíduos sólidos urbanos ainda largamente usada no Brasil é a disposição em aterros sanitários. Entretanto, esta prática resulta na geração de lixiviado, o qual é considerado um dos efluentes de grande impacto ao meio ambiente em decorrência da presença de elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, matéria orgânica e sais dissolvidos na sua composição. A composição do lixiviado, entretanto, pode variar dependendo da natureza dos resíduos depositados, características do solo, índice pluviométrico e idade do aterro.

Usualmente, lixiviados de aterros novos contêm grande quantidade de matéria orgânica biodegradável (os ácidos graxos voláteis), a qual decresce com o aumento da idade do aterro quando a decomposição anaeróbia ocorre. A presença de matéria orgânica recalcitrante, comprovada pela baixa relação DBO/DQO, contribui para a redução da concentração de ácidos graxos voláteis. Nesta fase, também ocorre o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal resultante do processo fermentativo da matéria orgânica contendo nitrogênio como, por exemplo, proteínas. Dessa forma, os lixiviados de aterros antigos apresentam maior dificuldade de degradação da matéria orgânica, devido ao efeito tóxico decorrente da presença de elevadas concentrações de amônia, alta salinidade e ausência de substâncias doadoras de elétrons. Além disso, existe a presença significativa de substâncias recalcitrantes, fator este responsável pela dificuldade de redução da DQO para valores permitidos

para descarte pela legislação (Cammarota, Yokoyama e Campos, 2009; Yokoyama *et al.*, 2009; Di Iaconi *et al.*, 2011).

Os tratamentos biológicos convencionais seguidos pelos processos físico-químicos clássicos têm sido usados por longos anos para o tratamento de lixiviados gerados em aterros sanitários. Entretanto, para a maioria dos lixiviados gerados em aterros estabilizados, este tipo de configuração de tratamento não apresenta eficiência na remoção da matéria orgânica até os limites desejáveis.

Santos, Kato e Florêncio (2007) estudaram a degradação de chorume com alta relação DQO/DBO em Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA), resultando em uma remoção média de DQO de apenas 45%. Os autores citam que a natureza recalcitrante do chorume gerado em um aterro estabilizado e os elevados teores de nitrogênio amoniacal são os responsáveis pela baixa remoção de DQO.

Estudos de Di Iaconi *et al.* (2011) indicam que a tendência mundial de tratamento de lixiviados estabilizados seria a combinação de processos para a remoção de nitrogênio amoniacal, seguida ou não por um tratamento químico para proporcionar uma maior degradação biológica.

Amaral *et al.* (2007) estudaram a biodegradabilidade anaeróbia do lixiviado de aterro sanitário com relação DBO/DQO de 0,05, ou seja, lixiviado de elevada recalcitrância. Os autores acompanharam a reação através da produção de gás metano, encontrando uma biodegradabilidade anaeróbia de 67% em 20 dias, indicando a necessidade da associação do tratamento físico-químico como etapa de pré ou pós-tratamento para aumentar a biodegradabilidade ou completar a degradação.

Os resultados obtidos nos testes de biodegradabilidade do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho evidenciaram que o tratamento biológico do chorume *in natura* não deve se constituir em uma primeira etapa da sequência de tratamento a que deve ser submetido este efluente. Todas as tentativas de adaptação de uma flora microbiana anaeróbia (lodo proveniente do reator anaeróbio da Estação de Tratamento de Esgoto da Penha/R.J.) ao lixiviado se mostraram infrutíferas, optando-se por se descartar o tratamento biológico anaeróbio como forma de tratamento para o lixiviado *in natura* (Cammarota *et al.*, 1994).

Recentemente, o interesse pela digestão anaeróbia vem crescendo e novas configurações de reatores têm possibilitado o aumento nas cargas orgânicas aplicadas ao sistema. Além disso, uma busca cada vez maior por fontes alternativas de energia ocorreu como resultado do aumento da demanda de energia acompanhada por uma elevação dos custos dos combustíveis fósseis (Rajeshwari *et al.*, 2000; Al-Masri, 2001). A partir dessa situação, os processos aeróbios, consumidores de energia, ficaram em desvantagem com a digestão anaeróbia, produtora de energia através do metano.

A temperatura, no tratamento biológico de águas residuárias, é um dos fatores mais importantes, pois pode atuar como acelerador nas etapas de conversão e determina se uma reação pode ou não ser executada por determinado micro-organismo (Van Lier, 1995).

Neste contexto, este trabalho visou avaliar a biodegradabilidade anaeróbia termofílica do lixiviado estabilizado do Aterro Metropolitano de Gramacho, com pré-remoção de amônia por arraste com ar, seguida ou não da coagulação/floculação ou da oxidação das substâncias recalcitrantes por Reação de Fenton. A extensão da biodegradabilidade anaeróbia foi acompanhada pela medida da produção acumulada de biogás.

MATERIAIS E MÉTODOS

Amostragem

O lixiviado empregado neste estudo foi coletado no Aterro Municipal de Gramacho, situado no município de Duque de Caxias, Rio de Janeiro. As coletas foram feitas em um dos pontos de monitoramento do Aterro e se deram em setembro de 2009 e setembro de 2010. Após a coleta, as bombonas foram transportadas para o Laboratório de Tratamento de Água e Reuso de Efluentes (LabTare) da Escola de Química/UFRJ e armazenadas à uma temperatura ambiente média de 22°C.

O lodo utilizado nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia foi coletado em biorreator UASB (upflow anaerobic sludge blanket) em operação em uma indústria de abate de aves do Rio de Janeiro.

Caracterização do lixiviado e o lodo

As amostras de lixiviado foram caracterizadas em relação aos parâmetros DQO, DBO, SST, cloretos, pH e Nitrogênio amoniacal, segundo as metodologias analíticas recomendadas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

O lodo usado como inóculo foi caracterizado em relação à concentração de sólidos totais voláteis (13638 mg/L), segundo procedimentos padrão (APHA, 2005).

Remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar

Os testes de remoção de Nitrogênio Amoniacal foram realizados segundo o procedimento estabelecido por Moura *et al.* (2008), onde uma amostra de 2.000 mL de lixiviado bruto foi colocada em um béquer de 4.000 mL e aquecida em banho-maria a 60°C. Para a remoção do nitrogênio amoniacal, o pH do meio foi elevado, de modo a favorecer a transformação do íon amônio em amônia livre. O *stripping* foi conduzido sob temperatura e com injeção de altas vazões de ar.

O pH foi ajustado para 9,5 com NaOH (6 mol/L). Em seguida, a amostra foi aerada por três bombas de aquário, cada uma com duas saídas de ar, durante aproximadamente 6 horas. Alíquotas foram tomadas no início e ao final do procedimento para quantificação da concentração de amônia e de DQO.

Amostras dos lixiviado bruto e após *stripping* foram submetidas a testes de biodegradabilidade anaeróbia a fim de se avaliar o efeito da redução da concentração de amônia no processo de biodegradação.

Ensaio de Coagulação/Floculação

A fim de se avaliar o efeito da coagulação/floculação associada à remoção de amônia por *stripping* com ar, foram conduzidos experimentos empregando-se equipamento “Jar Test”. O processo de coagulação/floculação teve como objetivo a remoção de sólidos suspensos coloidais.

O Teste em Jarros foi realizado em equipamento SP LABOR, modelo JT-102/6, com amostras de lixiviado bruto (sem *stripping*) e de lixiviado após o *stripping* de amônia (lixiviado tratado), empregando-se sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), marca MERCK, grau de pureza 52-57%, como coagulante. Uma amostra de 2.000 mL de lixiviado foi transferida para béquer de 4.000 mL e, sob agitação de 100 rpm, o coagulante foi adicionado de forma que sua concentração final fosse de 40 g/L. O pH foi ajustado para 5,0 com H_2SO_4 50%. A agitação foi diminuída para 40 rpm, permanecendo sob esta agitação durante 20 minutos. Em seguida, a mistura foi deixada em repouso por 1 hora para sedimentação dos flocos formados. Vale mencionar que este ensaio foi baseado na melhor condição obtida por um estudo paralelo de clarificação da mesma amostra de lixiviado (Lima *et al.*, 2010).

Após esse período, retirou-se uma amostra do sobrenadante para análises de pH e DQO e o volume restante de sobrenadante foi armazenado sob refrigeração (4°C) para os testes de biodegradabilidade anaeróbia.

Ensaio de Oxidação avançada com Reagente de Fenton

Para avaliar o efeito da oxidação com reagente de Fenton na biodegradabilidade anaeróbia, reações de oxidação foram conduzidas em equipamento “Jar Test” com agitação de 120 rpm usando relações mássicas $\text{Fe}/\text{H}_2\text{O}_2$ de 5/10, a pH 3 ajustado através da adição de solução de NaOH 6 mol/L ou H_2SO_4 2 mol/L. Ressalta-se novamente que esta condição foi a melhor, apontada em um estudo paralelo usando o mesmo lote de lixiviado (Lima *et al.*, 2010).

Amostras de 2.000 mL de lixiviado bruto ou após *stripping* foram transferidas para um béquer de 4.000 mL, sendo adicionados 72 mL de solução de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (30 g/L) e 34 mL de H_2O_2 (50% v/v). A mistura permaneceu sob agitação à temperatura ambiente por 30 minutos ou 2 horas. Decorrido o tempo de reação, o pH foi ajustado para 7,0, filtrado em papel de filtro de alta taxa e reservado sob refrigeração (4°C) para os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia.

Ensaios de biodegradabilidade anaeróbia

Os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia foram realizados tanto com amostras de lixiviado pré-tratados, quanto com o lixiviado bruto. Estes ensaios foram conduzidos em frascos tipo penicilina de 100 mL com 90% do volume útil. O volume útil era composto do lodo anaeróbio coletado no reator UASB (upflow anaerobic sludge blanket) de uma indústria de abate de aves do Rio de Janeiro e lixiviado bruto ou pré-tratado. A quantidade de lodo utilizada em cada ensaio foi calculada para se manter uma relação DQO (inicial do lixiviado): SVS (lodo) de 1:1. Nos ensaios realizados, a concentração de biomassa se situou entre 3000-3500 mg SVS/L e o lodo anaeróbio apresentava atividade metanogênica específica de 0,173 g DQO_{CH4}/gSVS.d (Damasceno, 2010), indicando que o lodo apresentava boa atividade metanogênica, sendo adequado para os testes de biodegradabilidade anaeróbia. O pH do lixiviado foi ajustado para $7,0 \pm 0,2$ antes da mistura com o lodo. Os frascos foram selados com batoques de borracha e lacres de alumínio e incubados a 35°C, 45°C ou 55°C até estabilização da produção de biogás.

A biodegradabilidade foi avaliada através da medida de eficiência de remoção de DQO e produção de biogás, realizada por deslocamento do êmbolo de seringas plásticas graduadas de 20 mL conectadas aos frascos. Alíquotas para determinação da DQO inicial foram tomadas antes do contato com o lodo anaeróbio. A DQO solúvel final foi determinada no último dia do ensaio de biodegradabilidade, após recolhimento do biogás para análise da concentração de metano por cromatografia gasosa.

Volume e Composição do biogás

Nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, seringas plásticas graduadas de 10 e 20 mL conectadas aos frascos tipo penicilina permitiram quantificar o volume de biogás produzido por deslocamento do êmbolo das mesmas. A composição do biogás foi analisada por cromatografia gasosa em cromatógrafo VARIAN MICRO GC 4900. O biogás produzido era recolhido em ampolas gasométricas e injetado diretamente no cromatógrafo. As condições utilizadas na cromatografia foram: coluna- PPQ – 10 m x 0,32 mm, temperatura da coluna - 50°C, detector de condutividade térmica (TCD), temperatura do detector - 250°C, temperatura do injetor - 80°C, gás de arraste – Hélio, tempo de análise – 1,5 minutos.

RESULTADOS

Características do lixiviado

Na Tabela 1 são apresentados os valores de pH, Nitrogênio amoniacal, DQO, DBO, cloretos e SST obtidos nas amostras de lixiviado coletadas no Aterro Metropolitano de Gramacho. Verifica-se que o lixiviado do Aterro de Gramacho (com 33 anos de idade em 2011) apresenta pH alcalino, dentro da faixa obtida por Yokoyama (2009) e no PROSAB 5 (2209) (7,7 – 9,1). O pH alcalino é decorrência do avançado estágio de biodegradação no aterro, indicando que a matéria orgânica mais facilmente assimilável provavelmente já foi utilizada pelos micro-organismos presentes na massa de lixo aterrado. No entanto, o valor encontrado ainda é adequado para a digestão anaeróbia.

Quanto à concentração de amônia, observa-se na Tabela 1 que o lixiviado do Aterro de Gramacho contém elevadas concentrações, dentro da faixa de valores encontrados no trabalho de Silva (2009), que obteve de 76 a 3565 mg N – NH₃ /L. Considerando que o pH do chorume se situa em torno de 8,0, a amônia está presente na forma mais tóxica (NH₃) e em concentrações que podem ser inibitórias para a biodegradação anaeróbia. Segundo Chernicharo (2007), concentrações de amônia de 1100 a 3000 mg/L podem ser inibidoras se o pH for maior que 7,6 e acima de 3000 mg/L podem ser consideradas tóxicas para culturas não adaptadas.

Tabela 1 – Características do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho.

Parâmetro	Unidade	Faixa	Valor Médio
pH	-	8,0 – 8,1	8,05
N – NH ₃	mg/L	844 – 1.232	1.038
DQO	mg O ₂ /L	3.355 – 3.400	3.378
DBO ₅	mg O ₂ /L	70 – 170	120
Cloretos	mg/L	2.490 – 4.120	3.305
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	17 - 69	43

No presente trabalho, obteve-se valores elevados de DQO, da ordem de 3000 mg/L, também dentro da faixa de valores encontrados no trabalho de Gomes (2009), que obteve DQO de 804 a 4255 mg/L. A relação DQO/DBO₅ de 28 indica que a maioria dos compostos orgânicos presentes no chorume são refratários à biodegradação. Relações maiores que 10 foram obtidas em outros estudos com lixiviado do Aterro de Gramacho (Cammarota *et al.*, 1994; 2009). Segundo Gomes (2009), aterros antigos como o de Gramacho contêm ácidos húmicos e fúlvicos, os quais não são facilmente biodegradáveis.

Outro dado importante da caracterização do lixiviado do Aterro de Gramacho é sua alta salinidade, representada pela elevada concentração de cloretos, o que também pode contribuir para uma maior dificuldade de degradação nos processos biológicos usuais.

Remoção do nitrogênio amoniacal por arraste com ar (*stripping*)

Os resultados da remoção do nitrogênio amoniacal por arraste com ar são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Concentração de nitrogênio amoniacal antes e após o arraste com ar.

Amostra	N - NH ₃ (mg/L)		Remoção N - NH ₃ (%)
	Antes do <i>stripping</i>	Após <i>stripping</i>	
Amostra 1	844	74	91,2
Amostra 2	1.232	81	93,4

A eficiência de remoção de amônia obtida se encontra dentro do esperado, levando a valores de 74 – 81 mg N - NH₃/L. Tais valores, segundo Chernicharo (2007), já seriam benéficos ao processo de biodegradação anaeróbia, o que foi avaliado posteriormente nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia com lixiviado bruto e após *stripping*.

Resultados dos ensaios de coagulação/floculação

A Tabela 3 apresenta os resultados de DQO após o processo de remoção de amônia por *stripping* e após a coagulação/floculação. Observa-se que a remoção da DQO pelo processo de coagulação/floculação ficou na faixa de 26 a 29%, considerado pouco para a finalidade do ensaio de tratabilidade biológica.

Tabela 3 – Resultados da DQO após *stripping* e após coagulação/floculação.

Amostra	DQO (mg/L)		Remoção DQO (%)
	Após <i>stripping</i>	Após <i>stripping</i> + coagulação/floculação	
Amostra 1	3.538	2.620	26,0
Amostra 2	3.520	2.900	29,0

Resultados dos ensaios de oxidação com Reagente de Fenton

Os resultados da DQO após a oxidação avançada por processo Fenton são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Resultados da DQO após *stripping* e após Reagente de Fenton.

Amostra	DQO (mg/L)		Remoção DQO (%)
	Após <i>stripping</i>	Após <i>stripping</i> + Fenton	
Amostra 1	3.538	1.050	70,3
Amostra 2	3.520	1.200	65,9

Observa-se que o processo Fenton removeu cerca de 68% da DQO do lixiviado, após a remoção da amônia. Após esta etapa a amostra foi reservada para os ensaios de biotratabilidade anaeróbia.

Resultados dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia

Neste trabalho foram realizados experimentos de biodegradação anaeróbia após diferentes pré-tratamentos do lixiviado, com o objetivo de avaliar a condição ideal de temperatura, visando à redução da DQO e geração de gás metano. A biodegradabilidade anaeróbia foi avaliada com amostras de lixiviado bruto (sem *stripping*),

lixiviado pré-tratado (após *stripping*, clarificação e oxidação com Fenton por 30 minutos e 2 horas), nas temperaturas 35, 45 e 55°C. A seguir são apresentados os resultados de cada condição avaliada nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia.

Observa-se na Figura 1 que a remoção do nitrogênio amoniacal contribuiu para uma maior geração de biogás ao longo do tempo, quando comparado com o lixiviado bruto, somente na temperatura de 35°C. A 45°C e 55°C, a remoção de amônia não teve efeito. Este resultado contraditório pode ser atribuído a uma menor atividade dos micro-organismos anaeróbios quando submetidos a temperaturas mais elevadas, tendo em vista que se empregou a mesma fonte de inóculo nos ensaios conduzidos a diferentes temperaturas e este foi coletado em um reator industrial operando a temperaturas ambientes em torno de 30°C. Esta redução de atividade pode ter mascarado o efeito da redução de amônia no processo de biodegradação.

Uma tentativa de adaptação do lodo a temperaturas mais elevadas foi feita, sendo os resultados apresentados na Figura 2. Verifica-se que o emprego do lodo de um primeiro ensaio, conduzido a 55°C, como inóculo em um segundo ensaio à mesma temperatura, resultou em maiores produções de biogás, tanto para o lixiviado bruto quanto para o lixiviado após *stripping*.

Quando comparadas as três temperaturas avaliadas, pode-se observar que no lixiviado bruto a variação da temperatura de 35, para 45 e 55°C não apresentou efeito na geração de biogás (Figura 3A). Entretanto, no lixiviado após a remoção da amônia, na medida em que a temperatura aumentou, o volume de biogás diminuiu, tendo se obtido um melhor resultado a 35°C (Figura 3B).

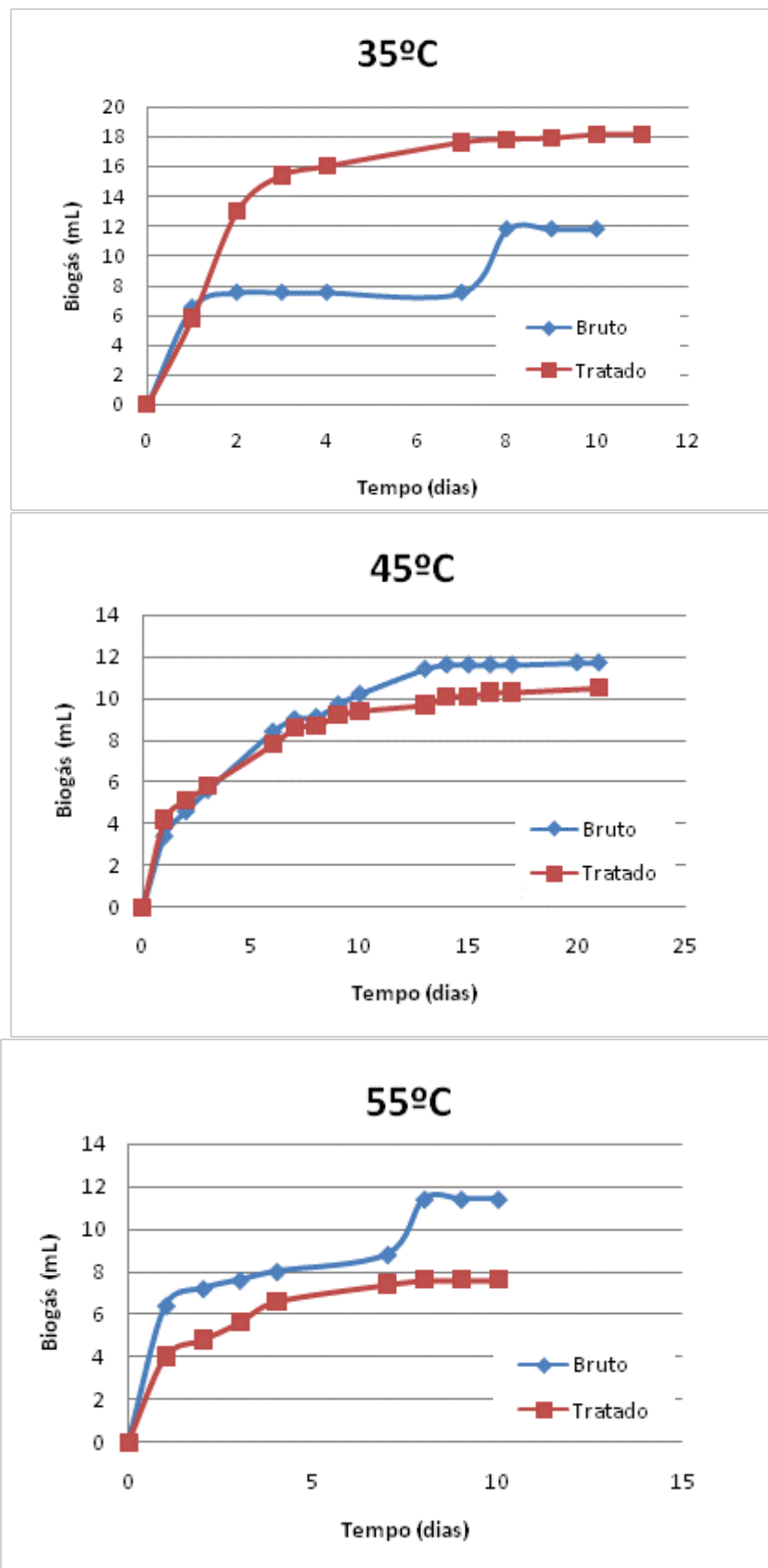


Figura 1. Produção média de biogás ao longo do tempo de incubação do lixiviado bruto e após *stripping* a 35°C, 45°C e 55°C.

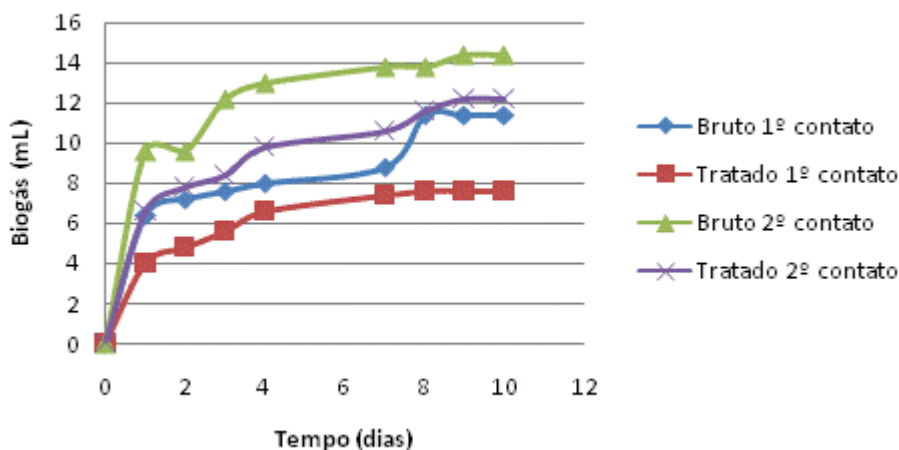


Figura 2. Produção média de biogás ao longo do tempo de incubação do lixo bruto e após *stripping* a 55°C com reuso do lodo.

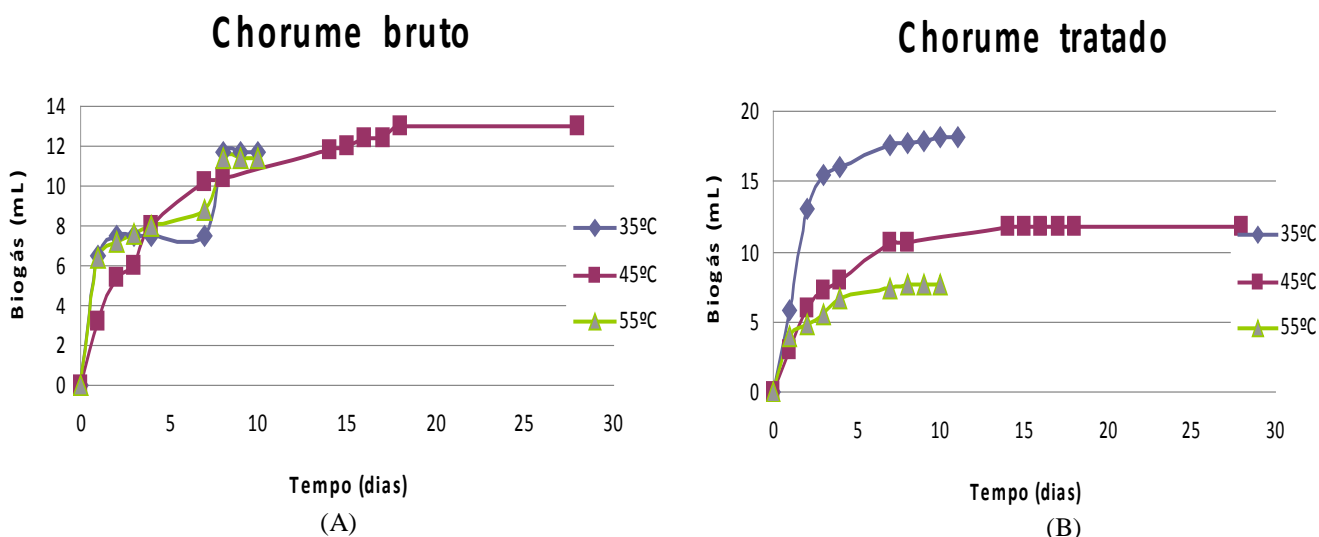


Figura 3. Produção média de biogás para o lixo bruto (A) e após *stripping* (B) a diferentes temperaturas de incubação.

Na Tabela 5 são apresentados os resultados dos ensaios de biotratabilidade anaeróbia conduzidos a 35°C e 45°C com lixo após *stripping* e clarificação e após *stripping* e oxidação com Fenton com dois tempos de reação diferentes.

Pode-se observar que o pré-tratamento de coagulação/floculação aplicado ao lixo *in natura* (bruto clarificado) ou ao lixo após *stripping* de amônia (tratado clarificado) não afetou a biodegradabilidade anaeróbia, indicando que a remoção de compostos coloidais presentes no lixo contribuiu para a redução de DQO (26-29% - Tabela 3), mas não aumentava a biodegradabilidade anaeróbia. Comparando os resultados com relação à temperatura de incubação, ao contrário do observado anteriormente (Figura 2) com o lixo sem o pré-tratamento de clarificação, verifica-se que a 45°C a produção específica de metano (PEM) foi 1,9 (bruto) e 2,6 (clarificado) vezes maior que nos ensaios conduzidos a 30°C. Este resultado indica que a biodegradabilidade anaeróbia sob maiores temperaturas pode ser melhorada com pré-tratamentos como a clarificação.

Com relação ao efeito do processo de oxidação com Fenton sobre o lixo bruto ou tratado por *stripping*, verifica-se que neste caso maiores valores de PEM foram obtidos. A modificação das estruturas moleculares

promovida pelo radical hidroxila resultou em aumento da biodegradabilidade, obtendo-se melhores resultados de conversão de DQO em metano com o efluente bruto, sem *stripping*, em ambas temperaturas.

Tabela 5 – Resultados dos ensaios de biotratabilidade anaeróbia com chorume *in natura* (bruto) e chorume pré-tratado por *stripping* associado à clarificação ou oxidação com Fenton.

Condição	Temp (°C)	DQO inicial mg/L	DQO final mg/L	Vol biogás mL	% CH ₄	PEM (CNTP) mL CH ₄ / g DQO _{remov}
Bruto Clarificado	35	1490	840	9	38,9	53,05
Tratado Clarificado	35	1490	638	9	37,4	38,91
Bruto Clarificado	45	1950	990	12	86,0	102,54
Tratado Clarificado	45	1887	1165	10	76,5	101,07
Bruto Fenton 2h	35	810	284	10	66,8	125,07
Tratado Fenton 2h	35	810	278	10	51,1	94,60
Bruto Fenton 2h	45	810	410	11	72,0	188,87
Tratado Fenton 2h	45	810	462	10	38,0	104,16
Bruto Fenton 30 min	35	1200	462	16	67,0	143,06
Tratado Fenton 30 min	35	1200	437	17	69,0	151,41

PEM = produção específica de metano.

Considerando que a oxidação com Fenton por 2 horas levava a um efluente com menor valor metabólico para os micro-organismos anaeróbios (DQO de 800 mg/L), a redução do tempo de oxidação para 30 min foi avaliada (DQO de 1200 mg/L). Verifica-se na Tabela 5 que tal redução do tempo permitiu os melhores resultados de produção específica de metano, indicando que o processo oxidativo deve ser melhor investigado como pré-tratamento do lixiviado.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que a remoção de amônia contribuiu para uma melhor degradação anaeróbia a 35°C. O aumento da temperatura no processo anaeróbio não resultou em maiores degradações em função da não adaptação dos micro-organismos do inóculo a altas temperaturas. Os pré-tratamentos de clarificação e oxidação com Fenton associados à remoção de amônia permitiram uma melhor degradação dos constituintes do lixiviado, sendo este último o que resultou em maior produção específica de metano.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Al-Masri, M.R. Changes in biogas production due to different ratios of some animal and agricultural wastes. *Bioresource Technology*, 77 (2001), 97-100.
2. Amaral, M.C.S.; Ferreira, C.F.A.; Lange, L.C.; Aquino, S.F.; Bonitese, K. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia do lixiviado do aterro sanitário de Belo Horizonte por meio da determinação da produção acumulada de metano. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2007.
3. APHA (American Public Health Association), American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18th ed., New York, 2005.
4. Cammarota, M.C.; Yokoyama L.; Campos, J.C. Ultrafiltration, chemical and biological oxidation as process combination for the treatment of municipal landfill leachate. *Desalination and Water Treatment*, 3 (2009) 50-57.
5. Cammarota, M.C.; Russo, C.; Sant'Anna Jr., G.L. Tratabilidade do chorume gerado no Aterro Sanitário Metropolitano do Rio de Janeiro. *Anais do I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais*, Vol. II, pp. 453-473, 1994.
6. Chernicharo, C.A.L. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios*. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.
7. Damasceno, F.R.C. Aplicação de preparado enzimático e biossurfatante no tratamento anaeróbio de efluente com altos teores de gordura – um estudo de viabilidade técnica e econômica. Exame de Qualificação ao Doutorado. EQ/UFRJ, 2010.

8. Di Iaconi, C.; Rossetti, S.; Lopez, A.; Ried, A. Effective treatment of stabilized municipal landfill leachates. *Chemical Engineering Journal*, 168 (2011), 1085-1092.
9. Gomes, L.P. PROSAB 5 – No.3 Resíduos Sólidos. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 2009
10. Lima, L.; Freire, L. F. A.; Yokoyama, L.; Tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho por coagulação e floculação. Trabalho apresentado na Jornada de Iniciação Científica do Centro de Tecnologia da UFRJ, 2010.
11. Lima, L.; Freire, L.F.A.; Yokoyama, L.; Araujo, F. Tratamento do Lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho por Oxidação Avançada usando o Reagente de Fenton. Trabalho apresentado na Jornada de Iniciação Científica do Centro de Tecnologia da UFRJ, 2010.
12. Moura, D.A.G. Remoção de Amônia por Arraste com Ar de Lixiviados de Aterros Sanitários. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Escola de Química da UFRJ, sob a orientação de Juacyara Carbonelli Campos e Lúcia Yokoyama, 2008.
13. Rajeshwari, K.V.; Balakrishnan, M.; Kansal, A.; Lata, K.; Kishore, V.V.N. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 4 (2000), 135-156.
14. Santos, A.F.M.S.; Kato, M.T.; Florencio, L. Determinação de variáveis operacionais de reator UASB para tratamento de chorume com alta relação DQO/DBO. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2007.
15. Van Lier, J.B.; Rebac, S.; Ruskova, J.; Gerbens, S.; Stams, A.J.M.; Lettinga, G. High-rate anaerobic treatment of wastewater under psychrophilic conditions. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 80 (1995), 499-506.
16. Yokoyama, L.; Campos, J.C.; Silva, F.B.; Ferro, B.R.P.; Schilling, P.F.; Cardillo, L. Treatment of landfill leachate by combined processes. *Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Paula, Cagliari, Italy: 5 – 9 October, 2009.