



TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO E ESGOTO SANITÁRIO POR PROCESSO ANAERÓBIO: DESAFIOS E OPORTUNIDADES DE PESQUISA

Mirela Miorim¹ (mirela.miorim@gmail.com), Luis Alcides Schiavo Miranda¹ (lalcides@unisinis.br)
1 UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS

RESUMO

O aterro sanitário tem sido uma opção amplamente utilizada para a disposição final de resíduos. No entanto, enfrenta-se uma grande dificuldade no que diz respeito ao tratamento do lixiviado oriundo da decomposição da matéria orgânica presente no aterro sanitário. Como forma de minimizar os impactos gerados pela produção de lixiviados de aterros sanitários (LAS), tem-se como alternativa o tratamento por processo anaeróbio, que se combinado com esgoto sanitário (ES) pode ser uma solução viável para reduzir os danos gerados por estes dois efluentes. A digestão anaeróbia (DA) tem sido aplicada para o tratamento de resíduos sólidos tanto em países desenvolvidos como em desenvolvimento. Tem-se verificado a crescente utilização da tecnologia anaeróbia, especificamente através de reatores de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). O uso dessa tecnologia torna-se ainda mais atrativo no Brasil, em função das condições climáticas, visto que este processo se adapta melhor em países de clima tropical e subtropical, tendo como principal vantagem a geração de biogás que pode ser utilizado como energia renovável.

Palavras-chave: Lixiviados; Esgoto Sanitário; Tratamento Anaeróbio.

COMBINED TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE AND DOMESTIC SEWAGE OF ANAEROBIC PROCESS: CHALLENGES AND RESEARCH OPPORTUNITIES

ABSTRACT

Landfill has been a widely used option to disposal of waste. However, it faces a major difficulty with regard to treatment of the leachate originating from the decomposition of organic matter present in the landfill. In order to minimize the impacts caused by leachate from landfills have an alternative treatment by anaerobic process, which combined with sewage may be a viable solution to reduce the damage caused by these two effluent. The anaerobic digestion has been applied for the treatment of solid waste in both developed and developing countries. There has been the increasing use of anaerobic technology, specifically through upflow reactors and sludge blanket. The use of this technology becomes even more attractive in Brazil, due to weather conditions, as this process is best suited to tropical and subtropical countries, with the main advantage the generation of biogas that can be used as renewable energy

Keywords: Leachate; Sewage; Anaerobic treatment.

1. INTRODUÇÃO

Um grande problema enfrentado nos últimos tempos é a geração de resíduos e a sua má disposição final. Isto é um problema global e não há uma solução simples, requer mudanças de consumo e de paradigmas, além de soluções de gestão de resíduos. (CURRY; PILLAY, 2012).

O aumento da produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) e industriais tem sido motivado em muitos países pelos estilos de vida cada vez mais sofisticados e o aumento da geração de bens de consumo, refletindo no crescimento industrial e comercial (RENOU et al., 2008). Em relação aos resíduos sólidos orgânicos, a tendência é que atinjam níveis críticos em quase todas as regiões do mundo. Logo, estes resíduos devem ser geridos de uma forma sustentável a fim de



evitar o esgotamento de recursos naturais, minimizando os riscos para a saúde humana, reduzindo os encargos ambientais e mantendo o equilíbrio do ecossistema. (KHALID et al., 2011). De acordo com Nadaletti et al. (2015), existem alguns fatores que podem influenciar na composição dos RSU nas cidades, variando em função do número de habitantes, o nível educacional da população, o poder aquisitivo, o nível de renda familiar, usos e costumes, aumento de consumo de produtos industrializados e condições climáticas.

Em muitos países, o aterro sanitário é o local mais comum para eliminar RSU. No entanto, existe uma grande dificuldade relacionada ao tratamento adequado do lixiviado produzido nestes locais. (RENOU et al., 2008)

O processo de tratamento anaeróbio apresenta-se como uma alternativa de tratamento de LAS. O tratamento de LAS com ES em estações de tratamento de esgotos (ETE) já existentes pode ser uma solução viável para reduzir os custos de tratamento gerados por estes dois efluentes.

Segundo Mannarino et al. (2011), o tratamento combinado apresenta alguns requisitos, sendo eles: a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE; a capacidade da ETE em assimilar volumes adicionais de efluente; a compatibilidade do processo de tratamento com as características da mistura resultante e a possibilidade de aumento na produção de lodo.

A digestão anaeróbia tem sido muito aplicada no tratamento de resíduos sólidos orgânicos (culturas agrícolas, dejetos de animais, lodos de ETE's e RSU) tanto em países desenvolvidos como em desenvolvimento, como Brasil, Colômbia, México, Índia e Holanda. Em relação ao tratamento de esgotos sanitários, tem-se verificado a crescente utilização da tecnologia anaeróbia, especificamente através de reatores do tipo UASB. O uso dessa tecnologia torna-se ainda mais atrativo no Brasil, em função das condições climáticas, visto que este processo se adapta melhor em países de clima tropical e subtropical. (CHERNICHARO, 2007; JORDÃO; PESSÔA, 2005).

2. OBJETIVO

O presente artigo tem como objetivo apresentar uma visão geral dos desafios e oportunidades de pesquisa no que diz respeito ao tratamento combinado de LAS e ES por processo anaeróbio.

3. METODOLOGIA

Para o desenvolvimento do presente trabalho foram utilizados estudos relatados em livros e artigos científicos, voltados para o processo de digestão anaeróbia, co-digestão, aterros sanitários e caracterização e tratamento de LAS.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos próximos subitens serão descritos algumas definições e apontamentos sobre os desafios e oportunidades relacionados a tratamento combinado de LAS e ES por processo anaeróbio.

4.1 Produção de lixiviado e suas características

Nos últimos anos o aterro sanitário tem sido uma opção amplamente utilizada para disposição final de resíduos, se comparado com outros métodos como a incineração, compostagem, etc. (RENOU et al., 2008). No entanto, enfrenta-se uma grande dificuldade no que diz respeito ao tratamento do lixiviado gerado nos aterros sanitários.

O LAS pode ser definido como sendo um efluente de composição variável, gerado a partir da percolação de líquidos de origem externa através da massa de resíduos, da água gerada nos processos de decomposição dos resíduos orgânicos e da umidade inicial dos resíduos. (RENOU et al., 2008; MANNARINO, FERREIRA; MOREIRA, 2011).

A decomposição dos resíduos orgânicos é realizada através de um processo de digestão anaeróbia, caracterizada por quatro etapas principais que ocorrem em sequência e diferem significativamente entre si, sendo elas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. (MADSEN et al., 2011).



A composição e a produção de LAS pode variar de acordo com alguns fatores, sendo eles: Composição dos resíduos; operação, disposição e grau de compactação dos resíduos no aterro; variações climáticas; condições hidrogeológicas no local do aterro; condições do aterro, como as atividades químicas e biológicas, umidade, temperatura, pH e idade do aterro (JOHANSEN; CARLSON, 1976; SLOMCZYŃSKA; SLOMCZYŃSKI, 2004). Embora a composição do lixiviado possa variar dentro das fases que ocorrem ao longo do período de decomposição dos resíduos no aterro sanitário, existem três tipos de lixiviado que podem ser definidos de acordo com a idade do aterro conforme apresentado na Tabela 1. (ABBAS et al., 2009).

A relação entre a idade do aterro e a composição da matéria orgânica pode facilitar a escolha do processo de tratamento adequado do lixiviado (ABBAS et al., 2009). De acordo com Renou et al. (2008), as características do lixiviado podem ser representadas por alguns parâmetros fundamentais, como a demanda química de oxigênio (DQO), relação da demanda bioquímica de oxigênio DBO_5^{20} / DQO , pH, nitrogênio amoniacal (NH_3-N), metais pesados, dentre outros.

Tabela 1: Classificação do lixiviado em função da idade do aterro sanitário

Variável	Aterros novos	Aterros Intermediário	Aterros maduros
Idade (anos)	< 1	1 - 5	> 5,0
pH	<6,5	6,5 - 7,5	> 7,5
DQO (g L ⁻¹)	> 15	3,0 - 15	< 3,0
DBO_5^{20} / DQO	0,5 - 1,0	0,1 - 0,5	< 0,1
COT / DQO	< 0,3	0,3 - 0,5	> 0,5
NH_3-N (mg L ⁻¹)	< 400	400	> 400
Metais pesados (mg L ⁻¹)	> 2,0	< 2,0	< 2,0
Compostos orgânicos	80% Ácidos Graxos Voláteis	5 - 30% Ácidos Graxos Voláteis + Ácido húmico + Ácido fúlvico	Ácido húmico + Ácido fúlvico

Fonte: Adaptado de Abbas et al., (2009).

Através da Tabela 2 pode-se verificar as variações na composição do lixiviado gerado em diferentes aterros do Brasil. (LANGE; DO AMARAL, 2009.)

Tabela 2: Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6
Alcalinidade total (mg/L de $CaCO_3$)	750 - 11.400	750 - 7.100
Dureza (mg/L de $CaCO_3$)	95 - 3.100	95 - 2.100
DBO (mg/Lde O_2)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600
DQO (mg/L de O_2)	190 - 80.000	190 - 22.300
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170
NTK (mg/L de N)	80 - 3.100	Não há
N-amoniacal (mg/L de N)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800
N-orgânico (mg/L de N)	5 - 1.200	400 - 1.200
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10
Sulfato (mg/L)	0 - 5.400	0 - 1.800
Cloreto (mg/L)	500 - 5.200	500 - 3.000

Fonte: Adaptado de Lange e do Amaral, (2009), apud Souto e Povinelli (2007).



Os dados indicados na Tabela 2 são considerados parâmetros que desafiam a estabilidade do processo de digestão anaeróbia e que podem influenciar na taxa de geração de biogás. Nos próximos parágrafos serão apresentadas as variáveis presentes na composição de lixiviados e a sua influência durante o processo de digestão anaeróbia.

a) O pH, a alcalinidade total e a dureza são fatores ambientais intimamente relacionados entre si, sendo igualmente importantes para o controle e operação adequada do sistema anaeróbio. Segundo a Resolução CONAMA, nº 430 (2011), são estabelecidas as condições de lançamento de efluentes, dentre elas está o pH, o qual deve estar entre 5 a 9. De acordo com Chernicharo (2007), os microorganismos produtores de metano tem um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, contudo, a estabilidade do processo para formação de metano pode ser alcançada numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Existe uma correlação entre pH, alcalinidade e teor de ácidos voláteis que determina o sistema ácido/base, devendo esta relação ser mantida dentro de certos limites para que ocorra um equilíbrio químico satisfatório entre os microorganismos atuantes na degradação biológica. (LANGE; AMARAL, 2009).

b) A DBO e a DQO são parâmetros indicativos da vida aquática e da poluição orgânica. No entanto, utiliza-se a DQO frequentemente, tendo em vista uma das grandes vantagens da DQO sobre a DBO, sendo elas: resposta do teste em um curto período de tempo; os resultados do ensaio dão uma indicação do oxigênio necessário para a estabilização da matéria orgânica; o teste não é afetado pela nitrificação. O teste de DQO engloba não somente a demanda de oxigênio satisfeita biologicamente, mas tudo que é suscetível as demandas de oxigênio, em particular os sais minerais oxidáveis. (JORDÃO; PESSÔA, 2005; VON SPRELING, 2007).

c) A presença de enxofre no substrato (geralmente em esgotos sanitários e em alguns efluentes industriais) influencia na digestão anaeróbia, apresentando concentrações de sulfetos acima de 200mg/L que podem levar a uma inibição do processo metanogênico, favorecendo, a sulfetogênese (JORDÃO; PESSÔA, 2005). O H₂S é indesejável no biogás devido à presença de sulfato no substrato, porém o percentual de H₂S varia de acordo com o percentual de sulfato. (KONDUSAMY; KALAMDHAD, 2014).

d) A remoção de nitrogênio de águas residuais é extremamente importante, pois o seu excesso pode causar problemas de formação de amônia afetando o processo anaeróbio. Em resíduos sólidos com elevada concentração de C/N, o efeito de inibição de amônia pode ser controlado com a adição de água, diminuindo a sua toxicidade. (KONDUSAMY; KALAMDHAD, 2014). Existe um método convencional para a remoção de nitrogênio que envolve nitrificação e desnitrificação, porém com um custo operacional elevado devido ao consumo de energia e problemas com a eliminação de lodos. (TOMAR; GUPTA; MISHRA, 2015).

De acordo com Leal et al. (2016), o processo Anamox (anaerobic ammonium oxidation) tem sido utilizado com sucesso para a remoção de nitrogênio de águas residuais, especialmente em efluentes ricos em amônia e com baixa relação C/N, porém, existem poucos estudos investigando o potencial de aplicação deste processo para efluentes com baixa concentração de amônia e alta relação DQO/N, como é o caso de águas residuais tratadas em um reator UASB.

4.2 Características de esgotos sanitários

O termo esgoto é empregado para caracterizar os despejos provenientes das diversas modalidades de uso. Podendo ser de origem doméstica, comercial, industrial, as de utilidades públicas, de áreas agrícolas, de superfície e outros efluentes sanitários (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

Os esgotos costumam ser classificados em dois grupos principais: os esgotos sanitários e os industriais. Sendo o foco deste trabalho o esgoto sanitário, o qual provém principalmente das residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiro, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização de água para fins domésticos. (JORDÃO; PESSÔA, 2005).



Segundo Andrade Neto e Campos (1999), os esgotos sanitários possuem mais de 98% de sua composição constituída por água, no entanto há contaminantes, destacando-se: sólidos suspensos, compostos orgânicos, nutrientes, metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis e organismos patogênicos.

A composição do esgoto varia em função do uso a que foi submetida a água, dependendo do clima da região, situação social e econômica e hábitos da população. Para se determinar o potencial de poluição do efluente são utilizados parâmetros de qualidade, que podem ser divididos em três categorias: os parâmetros físicos (temperatura, cor, odor, turbidez, densidade), químicos (sólidos totais, matéria orgânica, nitrogênio total, fósforo total, pH, alcalinidade, cloretos, óleos e graxas) e biológicos (vírus, bactérias, protozoários, helmintos). (VON SPRELING, 2007).

Os métodos de tratamento são compostos por operações físicas e processos químicos ou biológicos, podendo ser realizados simultaneamente na mesma unidade de tratamento. As operações e processos podem ocorrer da seguinte maneira (METCALF & EDDY, 2003):

- a) operações físicas: floculação, sedimentação, flotação, filtração.
- b) processos químicos: precipitação, adsorção, desinfecção.
- c) processos biológicos: remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrificação, desnitrificação.

4.3 Tratamento de efluentes por processo anaeróbio

A digestão anaeróbia pode ser considerada uma prática de tratamento de resíduos atraente, uma vez que alcança tanto o controle da poluição quanto a recuperação de energia (CHEN et al., 2008). Este processo de tratamento envolve a degradação e estabilização da matéria orgânica por um consórcio complexo de microorganismos, obtendo como resultado final a geração de biogás que pode ser usado como energia renovável, substituindo as fontes de energia fósseis (RAPOSO et al., 2011).

Muitas matérias-primas biodegradáveis tem sido utilizadas como substrato para a produção de biogás, podendo ser citado como exemplo de matéria-prima os resíduos de alimentos, águas residuais industriais, estrume animal, resíduos agrícolas, lamas de depuração, fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, entre outros (SAWATDEENARUNAT et al., 2015).

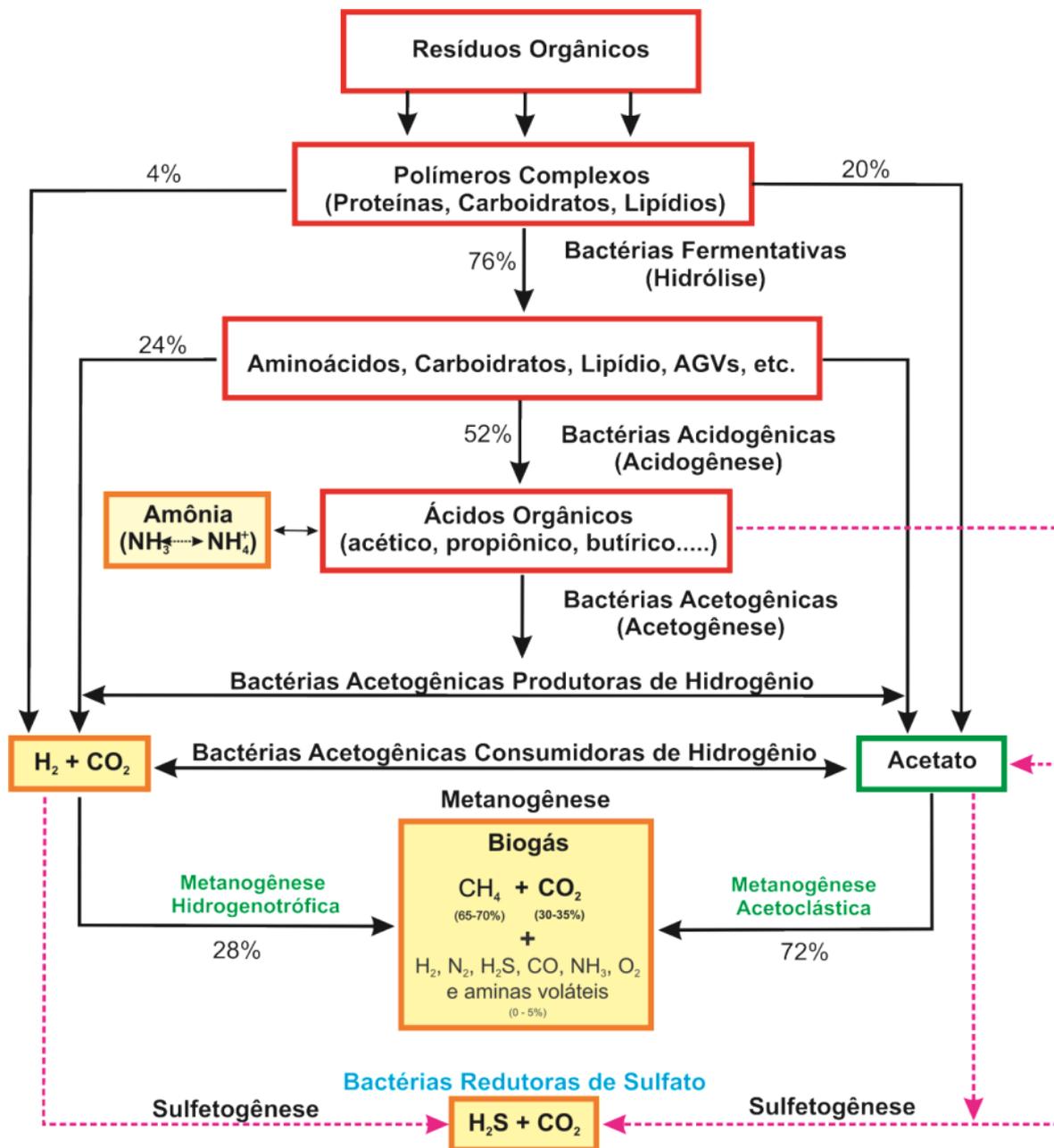
Os problemas frequentemente enfrentados na digestão anaeróbia são a baixa produção de metano e a instabilidade ao longo do processo, impedindo que esta técnica seja amplamente aplicada. (CHEN et al., 2008). Com isso, um esforço significativo tem sido dedicado de forma a aprimorar o desempenho dos digestores para tratar diferentes tipos de resíduos, levando como exemplo tratamentos bem sucedidos e melhores rendimentos (MATA-ALVAREZ et al., 2000).

A estabilidade de produção de biogás é altamente dependente da composição da comunidade microbiana nos bioreatores, sendo a natureza do substrato e os parâmetros físico-químicos da digestão anaeróbia os fatores determinantes desta composição. Outro fator importante é a temperatura, a qual influencia diretamente na atividade biológica, tornando o processo de degradação anaeróbia comprometido quando as temperaturas são inferiores a aproximadamente 20°C. (PAP et al., 2015; CHERNICHARO, 2007).

A digestão anaeróbia pode ser dividida em quatro processos principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese, e metanogênese (KONDUSAMY; KALAMDHAD, 2007). A Figura 1 apresenta estas etapas.



Figura 1: Processo de DA para produção de biogás



Fonte: Adaptado de McCarty (1964) e Kondusamy e Kalamdhad (2014).

A utilização de reatores do tipo UASB tem aumentado notadamente, sendo estudado e aprimorado o seu funcionamento em países em desenvolvimento. (JORDÃO; PESSÔA, 2005). O uso desta técnica se torna atrativa em função de suas vantagens, porém tem suas desvantagens, conforme apresentado na Tabela 3:



Tabela 3: Vantagens e desvantagens da digestão anaeróbia

Vantagens	Desvantagens
Menor consumo de energia necessária no processo	Pode necessitar adição de alcalinidade e /ou íons específicos
Menor produção de lodo biológico	Remoção biológica de nitrogênio e fósforo insatisfatória
Quantidade reduzida de nutrientes necessários	Potencial para produção de odores e gases corrosivos
Volume pequeno do reator	Pode exigir tratamento posterior ao processo anaeróbio para atender os limites de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental
Produção de metano	
Resposta rápida a adição de substrato após longos períodos sem alimentação	Maior sensibilidade dos reatores anaeróbios em função dos choques de carga orgânica e hidráulica

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003.

Uma opção interessante para melhorar o rendimento do processo anaeróbio é a co-digestão, responsável pelo tratamento combinado de vários resíduos e efluentes com características complementares. (AGDAG; SPONZA, 2007; MATA-ALVAREZ; MACÉ; LLABRÉS, 2000). Através da co-digestão pode-se obter as seguintes vantagens, podendo ocorrer algumas desvantagens, como mostra a Tabela 4:

Tabela 4: Vantagens e desvantagens da co-digestão anaeróbia

Vantagens	Desvantagens
Diluição de substâncias tóxicas	Custo de transporte do resíduo utilizado como co-substrato
Equilíbrio de nutrientes	Harmonização de diferentes políticas dos geradores de resíduos
Aumento da carga de matéria orgânica biodegradável	Risco de propagação de substâncias tóxicas oriundas de resíduos industriais ou urbanos
Facilidade no manejo de resíduos mistos	Composição e qualidade do substrato e co-substrato
Facilidade de estabelecer os teores de umidade necessárias na alimentação do digestor	
Redução de custos devido a partilha de equipamentos	
Aumento na produção de biogás	

Fonte: Adaptado de Agdag; Sponza, 2007; Mata-Alvarez; Macé; Llabrés, 2000; Montusiewicz; Lebiocka, 2011; Bouallagui et al., 2009.

Um fator favorável para o tratamento combinado de lixiviados e águas residuais é que este primeiro efluente possui elevadas concentrações de nitrogênio, enquanto que as águas residuais domésticas apresentam excesso de fósforo. (LEMA et al., 1988; ABBAS et. al, 2009). Contudo, as altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas provenientes de aterros novos e velhos, respectivamente, dificultam o tratamento combinado. (MANNARINO, FERREIRA; MOREIRA, 2011).



Segundo Abbas, et al. (2009), apesar dos tratamentos convencionais (biológicos ou físico-químicos) apresentarem resultados satisfatórios no que diz respeito ao tratamento de efluentes, ainda necessitam de um pós-tratamento para alcançar o nível de purificação de acordo com parâmetros exigidos pelo CONAMA (2011). O tratamento de LAS por sistemas de membranas de filtração, incluindo micro (MF), ultra (UF) e nano filtração (NF), seguidas ou não por osmose reversa, são eficientes e podem gerar um efluente em condições de lançamento. Entretanto, possuem um elevado custo e uma operação sofisticada, exigindo operadores treinados e um bom suporte de laboratório para que o processo seja conduzido de forma estável e eficiente

5. CONCLUSÃO

O estudo da digestão anaeróbia de ES combinado com o LAS em reatores do tipo UASB tem relevante importância para o entendimento dos efeitos que o lixiviado pode vir a produzir quando misturado ao esgoto sanitário.

Este tipo de tratamento pode ser visto como uma grande oportunidade no que diz respeito a recuperação energética a partir do tratamento de resíduos e efluentes orgânicos, no entanto, existem alguns desafios a serem enfrentados, como a identificação das variações de carga orgânica afluente e o efeito sobre o desempenho do reator; influência da variabilidade na composição do lixiviado e esgoto sanitário na performance do reator; determinação do percentual ótimo de LAS e ES para uma operação estável do reator. Do ponto de vista econômico, a grande vantagem do tratamento anaeróbio é a geração de biogás, o qual pode ser convertido em energia e melhorar a sustentabilidade econômica do processo de tratamento.

Apesar do tratamento por digestão anaeróbia apresentar diversas vantagens, ainda é preciso que seja realizado após este processo um pós tratamento, para que assim esteja dentro dos parâmetros de lançamento estabelecidos pelo CONAMA (2011).

REFERÊNCIAS

ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; Ya, P. Y.; AL-REKABI, W. S. Review on landfill leachate treatments. *American Journal of Applied Sciences*, v.6, n. 4, p. 672-684, 2009.

AGDAG, O. N.; SPONZA, D. T. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *Journal of Hazardous Materials*, v. 140, n. 1-2, p. 75-85, 2007.

ALI, M.; OKABE, S. Anammox-based technologies for nitrogen removal: Advances in process start-up and remaining issues. *Chemosphere*, v. 141, p. 144–153, 2015.

BOUALLAGUI, H.; LAHDHEB, H.; BEN ROMDAN, E.; RACHDI, B.; HAMDY, M. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 5, p. 1844-1849, 2009.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, v. 99, n.10, p. 4044-4064, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores Anaeróbios, v. 5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 2007. 380 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 13 e maio de 2011. Disponível em:



<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em 28 de março de 2016.

CURRY, N.; PILLAY, P. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy*, v. 41, p. 200-209, 2012.

ANDRADE NETO, C. O. DE; CAMPOS, J. R. Introdução. In: CAMPOS, José Roberto (Coord). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição final controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES - Projeto Prosab, 1999, p. 1-28.

JOHANSEN, O. J.; CARLSON, D. A. Characterization of sanitary landfill. *Water Research*, v. 10, n. 12, p. 1129-1134, 1976.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. Tratamento de esgotos domésticos. Rio de Janeiro, 2005. 932 p.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, v. 31, n. 8, p. 1737-1744, 2011.

KONDUSAMY, D.; KALAMDHAD, A. S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 2, n. 3, p. 1821-1830, 2014.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. do. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, Luciana Paulo (Coord). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES - Projeto Prosab, 2009. p. 26-59.

LEAL, C. D. et al. Anammox for nitrogen removal from anaerobically pre-treated municipal wastewater: Effect of COD/N ratios on process performance and bacterial community structure. *Bioresource Technology*, v. 211, p. 257-266, jul. 2016.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 40, p. 223-250, 1988.

MADSEN, M.; HOLM-NIELSEN, J. B.; ESBENSEN, K. H. Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15, n. 6, p. 3141-3155, 2011.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Co-treatment of municipal solid waste landfill leachate and domestic wastewater as an alternative solution to a serious environmental and public health problem – a literature review. *Cad. Saúde Colet.*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 9-11, 2011.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GÜIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 36, p. 412-427, 2014.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, v. 74, n. 1, p. 3-16, 2000.

MCCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. *Public Works*. 1964.



METCALF & EDDY INC. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4 ed. New York, EUA. McGraw-Hill Companies. 2003, 1824p.

MONTUSIEWICZ, A.; LEBIOCKA, M. Co-digestion of intermediate landfill leachate and sewage sludge as a method of leachate utilization. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 3, p. 2563-2571, 2011.

NADALETTI, W. C.; CREMONEZ, P. A.; DE SOUZA, S. N. M.; BARICCATTI, R. A.; BELLI FILHO, P.; SECCO, D. Potential use of landfill biogas in urban bus fleet in the Brazilian states: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 41, p. 277-283, 2015.

PAP, B.; GYÖRKEI, Á.; BOBOESCU, I. Z.; NAGY, I. K.; BÍRÓ, T.; KONDOROSI, É.; MARÓTI, G. Temperature-dependent transformation of biogas-producing microbial communities points to the increased importance of hydrogenotrophic methanogenesis under thermophilic operation. *Bioresource Technology*, v. 177, p. 375-380, 2015.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M.A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 16, n. 1, p. 861-877, 2011.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIARASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*. v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

SAWATDEENARUNAT, C.; SURENDRA, K. C.; TAKARA, D.; OECHSNER, H.; KHANAL, S. K. Anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, v. 178, p. 178-186, 2015.

SLOMCZYŃSKA, B.; SLOMCZYŃSKI, T. Physico-Chemical and Toxicological Characteristics of Leachates from MSW Landfills. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 13, n. 6, p. 627-637, 2004.

VON SPERLING, M. Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal. *Biological Wastewater Treatment Series v. 1*. IWA Publishing: London - UK, 2007.

TOMAR, S.; GUPTA, S. K.; MISHRA, B. K. A novel strategy for simultaneous removal of nitrogen and organic matter using anaerobic granular sludge in anammox hybrid reactor. *Bioresource Technology*, v. 197, p. 171-177, 2015.