



Estudo da tratabilidade de lixiviado gerado em um aterro controlado

doi:10.4136/ambi-agua.1957

Received: 15 jun. 2016; Accepted: 18 Feb. 2017

**Daniela Vidal Vasconcelos; Larissa Loureiro Salgueiro Silva;
Igor Lopes Guerra; Juacyara Carbonelli Campos***

Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Escola de Química,
Rio de Janeiro, RJ, Brasil

Departamento de Processos Inorgânicos

*Autor correspondente: e-mail: juacyara@eq.ufrj.br,
dvasconcelos@poli.ufrj.br, larissaloureiro@hotmail.com,
ilopesguerra@gmail.com

RESUMO

O presente trabalho avaliou os processos de coagulação/floculação, adsorção em carvão ativado em pó (CAP) e reação com Fenton para redução da concentração dos poluentes e aumento da biodegradabilidade do lixiviado. No processo de coagulação/floculação foram avaliados o pH (4 a 8) e a concentração de cloreto férrico (100 a 600 mg L⁻¹). No processo de adsorção em CAP, foram avaliadas as concentrações de 0,1-5,0 g L⁻¹ de CAP, e na reação com Fenton, foram avaliadas as relações DQO:H₂O₂ [1:0,5, 1:1, 1:2 e 1:5], além das relações Fe:H₂O₂ [1:3, 1:5 e 1:10]. Nas melhores condições obtidas, foi avaliada a biodegradabilidade aeróbia dos efluentes tratados pelo método de Zahn-Wellens. O resultado do processo de coagulação/floculação foi de 22,9% de remoção da DQO e 64% de COT, utilizando 300 mg L⁻¹ de coagulante em pH 4. Na adsorção em CAP, foram obtidas remoções de 69% da DQO, utilizando 5 g L⁻¹ de carvão. Na reação de Fenton, foram alcançadas remoções de 82,3% de DQO (para DQO:H₂O₂=1:2 e Fe:H₂O₂ =1:3). Os resultados de biodegradabilidade aeróbia mostraram que apenas o lixiviado tratado com Fenton apresentou uma biodegradabilidade de 12 pontos percentuais maior em relação ao bruto, mostrando a sua potencialidade como pré-tratamento ao processo biológico.

Palavras-chave: biodegradabilidade aeróbia, carvão ativado, coagulação/floculação, Reativo de Fenton.

Treatability study of leachate generated in a controlled landfill

ABSTRACT

This study evaluated the processes of coagulation/flocculation, activated carbon adsorption and reaction with Fenton to reduce the concentration of pollutants and increase aerobic biodegradation of leachate so that it can be treated by biological process. For the process of coagulation / flocculation, pH (4 to 8) and the concentration of ferric chloride (100 to 600 mg L⁻¹) were evaluated. For the adsorption on activated carbon (PAC) process, CAP concentrations of 0.1 and 5.0 g L⁻¹ were evaluated; and for Fenton reaction, COD:H₂O₂ ratio [1: 0.5, 1: 1, 1: 2 and 1: 5] and Fe:H₂O₂ [1 : 3, 1: 5 and 1:10] were evaluated. The aerobic biodegradation of treated leachate by Zahn-Wellens method was evaluated under the best-

obtained conditions. The results for coagulation/flocculation was 22.9% removal of COD and 64% of TOC, using 300 mg L⁻¹ of coagulant and pH equal to 4. For the adsorption on activated carbon, removal of 69% of COD was reached using 5 g L⁻¹ PAC. For Fenton reaction, removal of 82.3% for COD was reached (for COD: H₂O₂ = 1: 2, Fe: H₂O₂ = 1: 3). The results of aerobic biodegradability showed that only Fenton-treated leachate could increase biodegradability by 12 percentage points compared with raw leachate. The results showed the potential of the Fenton process as a pre-treatment to the biological process.

Keywords: activated carbon, aerobic biodegradability, coagulation/flocculation, Fenton reaction.

1. INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como uma mistura de líquidos proveniente da umidade natural que ocorre dentro e fora da pilha de resíduos, da água presente nos materiais depositados, da atividade microbiana e da água de infiltração, acrescentando-se os materiais dissolvidos ou suspensos que foram carreados no processo de lixiviação (Sá et al., 2012).

O uso de processos biológicos para o tratamento de lixiviado é recorrente, sendo o sistema de lodos ativados o mais aplicado devido ao amplo conhecimento das condições e à facilidade de operação. No entanto, conforme o tempo de operação do aterro, há um aumento do teor de matéria orgânica recalcitrante do lixiviado, havendo necessidade de pré-tratamento por processos físico-químicos (Cheibub et al., 2014).

Alguns estudos feitos nos últimos cinco anos pelos pesquisadores Ferreira e Campos (2014), Gewehr (2012), Cheibub et al. (2014) e Li et al. (2010) utilizaram o processo de coagulação/floculação com coagulante cloreto férrico para o tratamento de lixiviados dos seguintes aterros, respectivamente: Gericinó/RJ, Porto Alegre/RS, Gramacho/RJ e Shuangkou Town/China. Esse coagulante é o mais observado na literatura no tratamento de lixiviados devido à forte interação com as substâncias húmicas presentes no efluente (Cheibub et al., 2014).

Ferreira e Campos (2014) utilizaram 500 mgFe⁺³ L⁻¹ em um lixiviado com 1.981 mg L⁻¹ de DQO (Demanda Química de Oxigênio) e obtiveram 60% de eficiência de remoção. Com uma concentração aproximadamente duas vezes maior de Fe³⁺ (1.102 mg L⁻¹), Gewehr (2012) atingiu o mesmo nível de eficiência (63%) para um lixiviado que apresentava DQO de 4.798 mg L⁻¹. Nesse sentido, a natureza do lixiviado (tipo de resíduo, operação do aterro, clima entre outras variáveis) são definitivas para a eficiência de tal processo (Cheibub et al., 2014).

O carvão ativado (CA) é um adsorvente bastante utilizado em tratamentos de efluentes, pois apresenta características capazes de remover parte do material orgânico dissolvido remanescente de outros tratamentos (Metcalf & Eddy, 2003). Estudos realizados por Maia (2012) e Cotman e Gotvajn (2010), utilizando adsorção em carvão ativado em pó (CAP) como pré-tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ) e de um aterro na Eslovênia, respectivamente, mostraram que podem ser alcançadas eficiências de remoção de DQO de 80% e 86%, quando utilizadas dosagens de 10 e 50 g L⁻¹ de CAP, respectivamente.

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) têm como objetivo principal a formação de oxidantes fortes, como é o caso da radical hidroxila, OH[•] (E_H⁰=2,8V), o qual irá oxidar a matéria orgânica em compostos mais simples. Existem diversos tipos de POA, contudo, é constante a utilização da reação de Fenton para o tratamento de lixiviados, pois neste caso podem ocorrer dois fenômenos: a oxidação e a adsorção da matéria orgânica no lodo formado (Deng e Egnlehardt, 2006). Assim, na reação de Fenton o peróxido de hidrogênio é adicionado ao efluente em presença de um sal de ferro, gerando OH[•] (Fenton, 1894). Essa técnica é capaz de

tornar os compostos mais sensíveis ao tratamento biológico subsequente ou reduzir a sua toxicidade (Metcalf & Eddy, 2003).

Estudos nacionais e internacionais realizados por Queiroz et al. (2011), Moravia et al. (2011), Cotman e Gotvajn (2010) e Zhang et al. (2012) que utilizaram a reação de Fenton como técnica de tratamento do lixiviado de Gericinó/RJ, CTR Belo Horizonte/MG, Aterro Municipal da Eslovênia e Wuhan na China, respectivamente, obtiveram eficiências maiores que 60% na remoção da DQO.

O presente trabalho visa avaliar técnicas de tratamento para um lixiviado gerado em um aterro controlado situado no Estado do Rio de Janeiro, de forma a minimizar o impacto ocasionado pela elevada concentração de matéria orgânica e, dessa forma, aumentar a sua biodegradabilidade para que possa ser tratado em sistemas biológicos. Esse aterro operou por 22 anos e na época do estudo, já estava encerrado (desde 2012). A recirculação do lixiviado era realizada sob o maciço de resíduos enterrados, através de caminhões com aspersores acoplados na traseira, que coletavam o lixiviado no tanque de recepção.

2. MATERIAS E MÉTODOS

As tecnologias utilizadas como tratamento do lixiviado do aterro controlado avaliadas nesse trabalho foram: Coagulação/Floculação, utilizando como coagulante o cloreto férrico (FeCl_3), adsorção com carvão ativado em pó (CAP) e Reação de Fenton, e após todos os tratamentos foram executados testes de biodegradabilidade aeróbia em cada um dos efluentes. O fluxograma da Figura 1 demonstra as sequências de tratamento estudadas.

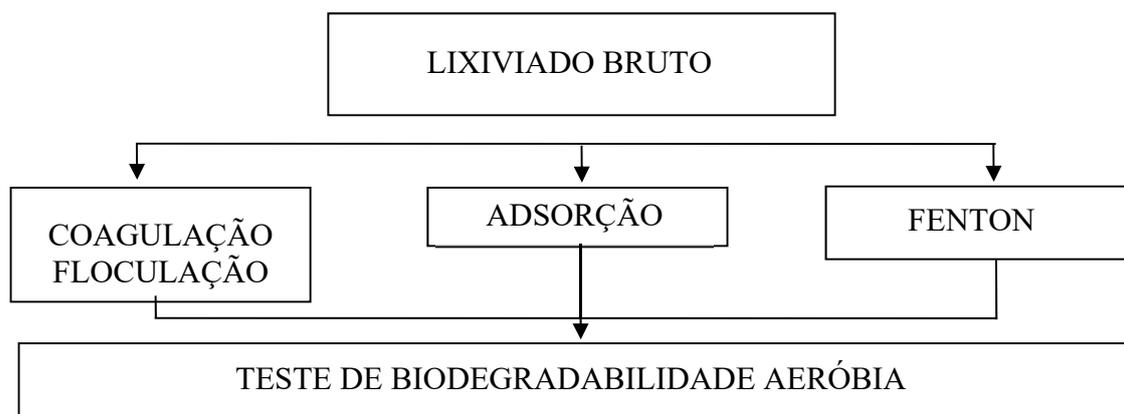


Figura 1. Metodologia de tratamento do lixiviado.

2.1. Coleta do efluente

Amostras de lixiviado foram coletadas no tanque de recepção de um aterro controlado. O aterro encontra-se atualmente encerrado após 22 anos de operação, quando recebeu diariamente 180 toneladas de resíduos sólidos domésticos e 1,5 toneladas de resíduos provenientes da área de saúde (Vasconcelos, 2014). As coletas foram realizadas sempre no mesmo ponto e em diferentes épocas do ano, o que possibilitou avaliar as mudanças nas características do lixiviado. As amostras eram coletadas em bombonas de 20 litros. Geralmente, a coleta era realizada no final da tarde, o efluente era preservado na geladeira até o dia seguinte, e era levado para o laboratório, onde já eram iniciadas as análises. Os parâmetros de caracterização foram: pH, cloreto, DQO, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Carbono Orgânico Total (COT), Absorbância a 254 nm (Abs_{254}) e cor, segundo metodologia constante no Standard Methods (APHA, 2005).

2.2. Processo de coagulação/floculação

O processo de coagulação/floculação foi realizado em duas etapas: definição do pH (volume de 300 mL de lixiviado, concentração do coagulante 200 mg FeCl₃ L⁻¹), no qual variou-se o pH (4 a 9) a fim de encontrar o ponto ótimo de eficiência de remoção de DQO e redução da Abs₂₅₄ (parâmetro que avalia a presença de substâncias orgânicas, em sua maioria orgânicos aromáticos, que absorvem luz em comprimento de onda de 254 nm, região do UV – APHA, 2005); e variação da concentração de cloreto férrico (100 a 600 mg L⁻¹ a partir do pH ótimo) avaliando os mesmos parâmetros.

Todos os ensaios foram realizados no Jar Test (Nova Ética), a uma rotação de 150 rpm pelo tempo de 1 minuto durante a mistura rápida e a 20 minutos durante a mistura lenta a 20 rpm.

2.3. Adsorção com carvão ativado em pó

Foi utilizado CAP da marca Carbomafra, (Tipo: 117 CB AS n°40), de origem vegetal e fabricação nacional. A metodologia do tratamento utilizada foi adaptada de Maia (2012), onde se variaram as concentrações de carvão em 0,1; 0,4; 0,7; 1,0; 3,0; 5,0 g L⁻¹. Os testes foram executados em erlenmeyers com efluente e CAP, deixando em contato por 24 horas em constante agitação de 250 rpm em mesa agitadora a 25°C. Após as 24 horas, as amostras foram filtradas em papel filtro e feitas análises de COT, DQO e Abs₂₅₄.

2.4. Reação de Fenton

Foram fixadas, inicialmente, as relações DQO lixiviado bruto: H₂O₂ em 1:1, 1:2 e 1:5. Para cada relação, foram utilizadas diferentes razões Fe⁺²:H₂O₂, a saber, 1:3, 1:5 e 1:10.

Após duas horas, as amostras foram retiradas do meio reacional, alcalinizadas com solução de hidróxido de sódio (40 g L⁻¹) e decantadas para análise. O teor de peróxido residual foi analisado através de análise colorimétrica de reação com metavanadato de amônio, visto que ele causa interferência na determinação da DQO (Costa et al., 2015).

2.5. Testes de biodegradabilidade aeróbia

A metodologia utilizada para o teste de biodegradabilidade aeróbia foi Método de Zahn-Wellens, adotada pela OECD - Organisation For Economic Co-Operation And Development (1992), e consiste em analisar a biodegradabilidade aeróbia de um determinado efluente. Foram utilizados biorreatores (erlenmeyer de 2 L) que continham: 500mL de meio mineral, uma certa quantidade de efluente que atingisse uma DQO de 1.000 mg L⁻¹, e um volume específico de lodo de uma ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) situada no Estado do Rio de Janeiro, para atingir uma concentração de 4,0 g L⁻¹ de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV). Foram utilizadas bombas de aquário com difusores para o fornecimento de ar dissolvido. Para o bloqueio da luz, foi utilizado papel laminado envolto nos erlenmeyers; e para o controle de pH, foram utilizadas soluções de NaOH (40 g L⁻¹) e H₂SO₄ (50 g L⁻¹) (Soares, 2013).

Os testes de biodegradabilidade foram realizados em duplicata, e conduzidos em biorreatores alimentados da seguinte forma:

- Branco (somente meio mineral + lodo);
- Controle: solução de glicose com DQO equivalente a 1000 mg L⁻¹ + lodo.
- Lixiviado bruto + lodo;
- Lixiviado tratado por Coagulação/Floculação + lodo;
- Lixiviado tratado por Adsorção em Carvão Ativado + lodo; e
- Lixiviado tratado por Fenton + lodo.

O ensaio em branco foi utilizado para descartar possíveis contribuições que o lodo e o meio mineral possam gerar no sistema reacional e a solução de glicose foi utilizada para servir como controle do lodo, para verificar se o mesmo se apresenta ativo.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização do lixiviado

Os resultados de caracterização obtidos das amostras de lixiviado bruto coletadas no tanque de retenção do aterro controlado em diferentes épocas do ano estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização do lixiviado bruto do aterro controlado (RJ).

Parâmetros	21/03/13	22/08/13	09/01/14	23/01/14	20/02/14	20/03/14	29/05/14
pH	8,4	8,5	8,3	8,6	8,5	8,2	8,2
Cloreto (mg L ⁻¹)	791	1.641	1.377	1.321	2.001	1.732	1.608
DQO (mg L ⁻¹)	550	7.400	2.023	1.920	2.836	5.875	3.041
Cor (mgPtCo L ⁻¹)	6.800	5.700	6.783	6.416	6.300	5.083	6.504
Abs ₂₅₄	NA	17,9	16,5	15,1	16,5	46,06	25,16
COT (mg L ⁻¹)	154	506	NA	441,8	486,2	751,5	706,5
DBO (mg L ⁻¹)	130	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Clima	Chuvoso	Seco	Seco	Chuvoso	Seco	Seco	Seco

NA: Não Avaliado.

Os resultados mostram que este lixiviado apresenta características de um efluente de difícil tratamento, em especial devido à elevada concentração de matéria orgânica recalcitrante (baixa relação DBO/DQO, 0,23). Essa análise indica que o efluente precisaria passar por um pré-tratamento antes de ser tratado biologicamente, para aumentar a relação a biodegradabilidade.

Segundo Gomes (2009), estas características confirmam que o lixiviado é oriundo de resíduos mais estabilizados, pois nestas condições há a presença de ácidos fúlvicos e húmicos, compostos de difícil degradação biológica. Esses ácidos contribuem para a coloração escura do lixiviado, que pôde ser observada em todas as amostras e é confirmada pelos valores elevados de cor e Abs₂₅₄.

Esse resultado já era esperado, visto que o aterro encontra-se fechado desde 2012 e que a linha de alimentação do tanque de retenção é oriunda de células mais antigas. Pode ser observado, também, o pH levemente básico superior a 8 em todas as coletas.

3.2. Coagulação/Floculação

A Tabela 2 ilustra os resultados obtidos durante a otimização do pH e concentração do coagulante durante a realização do processo de coagulação/floculação.

Tabela 2. Resultados dos testes de otimização de pH e concentração de coagulante (FeCl_3) utilizando lixiviado com DQO inicial de 1031 mg L^{-1} , Abs_{254} de 17,9 e pH inicial de 8,5. Condições dos ensaios: mistura rápida, 150 rpm por 1 minuto e mistura lenta, 20 rpm por 20 minutos.

Otimização do pH					
pH	Coagulante ($\text{mg FeCl}_3 \text{ L}^{-1}$)	Abs_{254}	Redução da Abs_{254} (%)	DQO (mg L^{-1})	Eficiência de remoção de DQO (%)
4	200	0,48	97,3	756	26,7
5		0,58	96,7	858	16,7
6		0,55	96,9	906	12,1
7		0,66	96,3	921	10,6
8		0,82	95,4	913	11,5
9		0,82	95,4	917	11,1
Otimização da concentração de coagulante					
Coagulante ($\text{mg FeCl}_3 \text{ L}^{-1}$)	pH	Abs_{254}	Redução da Abs_{254} (%)	DQO (mg L^{-1})	Eficiência de remoção de DQO (%)
100	4,0	0,49	97,3	898	12,9
200		0,48	97,3	752	27,1
300		0,47	97,4	795	22,9
400		0,44	97,5	830	19,5
500		0,40	97,8	849	17,7
600		0,40	97,8	728	29,4

Na primeira etapa, o pH igual a 4 foi a condição que apresentou a maior eficiência na remoção da DQO e Abs_{254} . Destaca-se a elevada redução da Abs_{254} em pH 4 de, aproximadamente, 97%. Dessa maneira, esse valor de pH foi escolhido para etapa seguinte.

A concentração de cloreto férrico que apresentou a maior eficiência de remoção em relação à DQO foi 600 mg L^{-1} , porém as concentrações de 200 e 300 mg L^{-1} também apresentaram resultados significativos, na de 22 a 27% de remoção. Entretanto, para aplicação de $300 \text{ mg FeCl}_3 \text{ L}^{-1}$ foi alcançada remoção de 64% de COT e para $200 \text{ mg FeCl}_3 \text{ L}^{-1}$, 38,9% (resultados não mostrados na Tabela 2). Sendo assim, como melhores condições de tratamento desse lixiviado, foram eleitos o pH igual a 4 e $300 \text{ mg FeCl}_3 \text{ L}^{-1}$.

Marañón et al. (2008), utilizando $400 \text{ mg FeCl}_3 \text{ L}^{-1}$, obtiveram uma eficiência de remoção de DQO de 28,1%, valor próximo aos encontrados nesse estudo. Esse resultado decorre, provavelmente, devido à operação do aterro, pois o aterro espanhol operava do mesmo modo que o aterro do presente trabalho.

De acordo com os trabalhos de Ferreira e Campos (2014) e Gewehr (2012), que obtiveram 60% e 63% de eficiência de remoção de DQO, respectivamente, pode-se verificar que os resultados dos testes de coagulação/floculação obtidos neste estudo, em geral, apresentaram uma baixa eficiência de remoção de DQO, porém, esse fato pode ser devido à composição química variada do lixiviado e dos resíduos enterrados.

3.3. Adsorção em carvão ativado

A Tabela 3 ilustra os resultados dos ensaios de adsorção usando o carvão ativado em pó em diferentes concentrações.

Alguns ensaios mostraram significativas eficiências de remoção de DQO, sendo as melhores obtidas com as concentrações de 3 e 5 g L⁻¹ de CAP. Aghamohammadi et al. (2007) e Kargi e Uygur (2004) utilizaram 3 g L⁻¹ e 5 g L⁻¹, respectivamente, de CAP (de diferentes procedências) para tratar o lixiviado. Ambos os autores encontraram uma eficiência de remoção de 49% de DQO, um pouco abaixo do que encontrado no presente trabalho, mas mesmo assim mostra que a adsorção ao CAP pode ser uma alternativa promissora para a remoção de matéria orgânica do efluente em questão.

Tabela 3. Resultados dos testes de adsorção com carvão ativado em pó após 24 horas de contato e sob agitação de 250 rpm, Carbomafra, (Tipo: 117 CB AS nº40).

CAP (g L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	Eficiência de remoção de DQO (%)
Lixiviado bruto	2600	--
0,1	1740	33,1
0,4	1404	46,0
0,7	1309	49,7
1,0	1304	49,8
3,0	976	62,5
5,0	805	69,0

Em geral, os ensaios com carvão ativado mostraram significativas eficiências de remoção, porém quando foram utilizadas dosagem maiores, 3 e 5 g L⁻¹ de CAP, foram alcançadas as melhores eficiências na remoção da DQO.

De acordo com o Cotman e Gotvajn (2010), o tratamento utilizando carvão ativado apresenta boa eficiência de remoção da DQO, onde os autores obtiveram 86% de remoção usando uma dosagem de 50 g L⁻¹. Entretanto, deve-se considerar que o emprego de dosagens elevadas pode dificultar a aplicação dessa técnica de tratamento no aterro, considerando os custos elevados de um sistema de tratamento em escala real e a regeneração do CAP.

3.4. Reação de Fenton

Para a avaliação da remoção da matéria orgânica, inicialmente foram estabelecidas as relações DQO_{LIXIVIADO BRUTO}:H₂O₂ e para cada valor dessa relação foram variadas as relações de Fe⁺²:H₂O₂. O tempo de reação (2 h) e o pH (3) foram fixados em valores usuais de acordo com a literatura. Em uma segunda etapa, foi avaliada a relação DQO_{LIXIVIADO BRUTO}:H₂O₂ de 1:0,5. A Tabela 4 ilustra os resultados de eficiência de remoção da DQO para os experimentos utilizando o Reativo de Fenton.

As porcentagens de remoção da DQO foram todas maiores que 50% em todas as condições testadas e percebe-se que quanto menor a quantidade de ferro na reação, menor a remoção de DQO e maiores as concentrações de peróxido residual no efluente. Esse cenário se dá porque o ferro é o catalisador responsável pela formação dos radicais hidroxila, os quais favorecem a oxidação da matéria orgânica.

Observando-se os resultados, quando a quantidade de peróxido aumenta (relação DQO:H₂O₂ de 1:2 e 1:5), aumentam-se as quantidades de reagentes, mas a eficiência de remoção de DQO não acompanha na mesma proporção. Então, para confirmar os resultados anteriores foi

utilizada uma nova amostra de lixiviado e realizados ensaios com relação DQO:H₂O₂ igual a 1:1 e 1:0,5, mantendo-se a proporção de Fe:H₂O₂ de 1:3. Os resultados podem ser observados na última linha da Tabela 4.

Tabela 4. Resultados dos ensaios do Reativo de Fenton utilizando pH igual a 3 e 2h de reação.

DQO LIXIVIADO BRUTO (mg L ⁻¹)	DQO: H ₂ O ₂	Fe: H ₂ O ₂	H ₂ O ₂ (mg L ⁻¹)	Fe ²⁺ (mg L ⁻¹)	H ₂ O ₂ residual (mg L ⁻¹)	DQO final* (mg L ⁻¹)	Eficiência de remoção de DQO (%)
2023	1:1	1:3		674,3	78	436	78,4
		1:5	2.023	404,6	190	581	71,3
		1:10		202,3	570	847	58,1
	1:2	1:3		1.348,7	53	358	82,3
		1:5	4.046	809,2	523	521	74,2
		1:10		404,6	597	484	76,0
1702	1:5	1:3		2.836,7	68	343	79,8
		1:5	8.510	1.702,0	452	340	80,0
		1:10		851,0	990	381	77,6
2490	1:1	1:3	2.490	830,0	181	655	73,7
	1:0,5	1:3	1.245	415,0	146	896	64,0

*corrigida, descontando a parcela referente ao peróxido residual.

Comparando os dois testes feitos para relação DQO/H₂O₂ igual a 1/1 pode-se observar que o ensaio que utilizou menor quantidade de H₂O₂ resultou em elevada concentração de peróxido residual, diferentemente do obtido no primeiro ensaio. O resultado de remoção de DQO para a relação DQO:H₂O₂ igual a 1:1 foi similar ao anterior (com outra amostra de lixiviado). Porém, para a menor concentração de peróxido, a remoção de DQO foi diminuída em quase dez pontos percentuais.

Outros autores obtiveram em suas pesquisas eficiências maiores que 80%, no entanto, utilizaram relações Fe:H₂O₂ maiores. Como exemplo, Costa et al. (2015) obteve eficiência de remoção de DQO igual a 88% utilizando a relação Fe²⁺:H₂O₂ igual a 1:5 com tempo de reação de 60 minutos.

3.5. Testes de biodegradabilidade aeróbia

Para avaliar se os tratamentos pesquisados tiveram efeito na biodegradabilidade do lixiviado, foram realizados testes de biodegradabilidade aeróbia para o efluente tratado por coagulação/floculação, adsorção em carvão ativado e Fenton, nas suas melhores condições. Conforme Tabela 5, os resultados apresentados são médias da duplicata realizada. Ressalta-se que os resultados não diferiram em menos de 10% entre eles e todos os ensaios foram realizados em amostras diferentes de lixiviado.

O lixiviado bruto apresentou resultados diferentes no teste de biodegradabilidade. Isso se deve ao fato de que para cada teste uma nova amostra era coletada, e os resultados evidenciam a heterogeneidade das características do lixiviado.

No teste 1, o lixiviado bruto apresenta uma boa biodegradabilidade (80%), superior ao lixiviado pré-tratado (54%). Isso demonstra que a amostra de lixiviado bruto se apresentou

muito mais biodegradável que o efluente do processo de coagulação/floculação, e que o mesmo não foi capaz de aumentar a biodegradabilidade do lixiviado.

Para o teste 2, utilizando efluente após o CAP, a partir do 13º dia a biodegradabilidade dos efluentes tratados começou a aumentar. A condição com concentração de 5 g L⁻¹ de carvão gerou os melhores resultados. Ao fim do tratamento com CAP houve uma remoção de 69% da DQO, sendo obtidos valores de biodegradabilidade próximos aos do lixiviado bruto (23%). Esse resultado comprova que o tratamento não alterou a biodegradabilidade do efluente.

Tabela 5. Resultado de biodegradabilidade aeróbia em 29 dias.

Testes	Amostras e condições do processo	Biodegradabilidade aeróbia após 29 dias (%)
1	Lixiviado Bruto (coletado em 22/08/2013)	80
	Lixiviado após coagulação/floculação (pH=4 e 300 mg FeCl ₃ L ⁻¹)	54
2	Lixiviado Bruto (coletado em 20/03/2014)	23
	Lixiviado após adsorção com 3 g CAP/L	17
	Lixiviado após adsorção com 5 g CAP/L	23
3	Lixiviado Bruto (coletado em 29/05/2014)	5
	Lixiviado após Reativo de Fenton (DQO/H ₂ O ₂ de 1/1 e Fe ⁺² /H ₂ O ₂ de 1/3)	25

Para os ensaios com efluente tratado pelo processo Fenton (DQO:H₂O₂ de 1:1 e Fe:H₂O₂ de 1:3), a biodegradabilidade foi maior que o lixiviado bruto. Destaca-se, neste caso, a maior recalcitrância do lixiviado bruto perante aos anteriores. Apesar disso, a reação de Fenton conseguiu aumentar a biodegradabilidade do lixiviado.

4. CONCLUSÕES

Ao todo foram coletadas sete amostras de lixiviado em diferentes épocas do ano no tanque de retenção de um aterro controlado no Estado do Rio de Janeiro, o que permitiu avaliar o comportamento da composição do líquido ao longo do tempo. Por se tratar de um aterro controlado, onde as condições de operação do aterro não são as ideais, percebeu-se grande variabilidade nas características do lixiviado.

Após definidas as condições ótimas de tratamento do lixiviado por coagulação/floculação (pH=4 e 300 mg FeCl₃ L⁻¹), obteve-se uma remoção de 22,9% da DQO e 64% do COT.

Duas condições ótimas do processo de adsorção em carvão ativado em pó no tratamento do lixiviado foram estabelecidas, com 3 e 5 g L⁻¹ de carvão, e essas condições obtiveram eficiências de remoção da DQO de 62,5% e 69%, respectivamente.

A Reação de Fenton foi o tratamento que apresentou as melhores porcentagens de remoção, obtendo eficiências de remoção de DQO entre 58,12 a 82,30%, sendo a escolhida como melhor condição a que utilizou as relações DQO:H₂O₂ igual a 1:1 e Fe:H₂O₂ igual 1:3 e obteve 78,42% de remoção, pois esta utilizou menor concentração de ferro e peróxido de hidrogênio.

Nos testes de biodegradabilidade aeróbia, a Reação de Fenton levou a um aumento da biodegradabilidade do lixiviado nas condições de DQO:H₂O₂ de 1:1 e Fe²⁺:H₂O₂ de 1:3.

5. AGRADECIMENTOS

À FAPERJ (Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro) pelo auxílio financeiro para a pesquisa.

6. REFERÊNCIAS

- AGHAMOHAMMDI, N.; AZIZ, H. A.; ISA, M.H.; ZINATIZADEH, A. A. Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology. **Bioresource Technology**, v. 98, n.18, , p. 3510-3578, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.11.037>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington, DC, 2005.
- CHEIBUB, A.F.; CAMPOS, J.C; FONSECA, F.V. Removal of COD from a stabilized landfill leach ate by physicochemical and Advanced Oxidative Process **Journal of Environmental Science and Health Part A Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering**, v. 49, n. 14, p. 1718-1726, 2014. <http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2014.951259>
- COSTA, F. M.; CAMPOS, J. C.; FONSECA, F. V.; BILA, D. M. Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando Processos Fenton e Foto-Fenton Solar. **Revista Ambiente & Água**, v.10, n.1, 2015. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1483>
- COTMAN, M.; GOTVAJN, A.Z. Comparison of different physic-chemical methods for the removal of toxicants landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, n. 1-3, p. 208-305, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.078>
- DENG, J.; ENGLEHARDT, J.D. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. **Water Research**, v. 40, n.20, p. 3683-3694, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.009>
- FENTON, H. J. H. Oxidation of tartaric acid in presence of iron. **Journal of the Chemical Society, Transactions**, v. 65, n. 141, p. 899-910, 1894. <http://dx.doi.org/10.1039/CT8946500899>
- FERREIRA, D. S.; CAMPOS, J.C. Estudo comparativo da coagulação-floculação e eletrocoagulação no tratamento de lixiviado de Aterro Sanitário. In: SIMPOSIO ITALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., 19-21 maio. Natal. **Anais...** Natal: ABES, 2014. 1 CD-ROM.
- 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. 163f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
- GOMES, L. P. (Org) **PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Edital 5. Resíduos sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 362 p.
- KARGI, F.; UYGUR, A. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leach ate in a sequencing batch reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 71, n.1, p. 9-14, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.01.002>

- LI, W.; HUA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, S.; LI, F. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. **Desalination**, v. 264, n. 1-2, p. 56-62, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.07.004>
- MAIA, L. S. **Uso de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviado de aterro de resíduos**. 2012. 177f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; FERNÁNDEZ-MÉNDEZ, A.; FERNÁNDEZ-SANCHÉZ, A. Coagulation-flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant. **Journal of Hazardous Materials**, v. 156, n. 1-3, p. 538-544, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.12.084>
- METCALF & EDDY INC. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819p.
- MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. **Química Nova**, v. 34, n. 8, 2011.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT - OECD. **OECD Guideline for Testing of Chemicals. Zahn-Wellens**. Paris, 1992. Disponível em: <https://www.oecd.org/env/ehs/testing/E302B.pdf>. Acesso em: 11 jun.2016.
- QUEIROZ, L. G.; FREIRE, L. F. A.; ARAUJO, F. V. F.; YOKOYAMA, L.; CAMPOS, J. C. Estudo do processo Fenton e Foto-Fenton no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2011. v. 1. p. 1-5.
- SÁ, L. F.; JUCÁ, F. T.; SOBRINHO, M. A. M. **Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar**. Revista Ambiente & Água, v.07, n.1, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.81>
- SOARES, C. I. S. **Ensaio de biodegradabilidade aeróbia para apoio à operação de Contactador Biológico Rotatório tratando lixiviados**. 2013. 114f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade do Vale dos Sinos, São Leopoldo, 2013.
- VASCONCELOS, D.V. **Estudo da tratabilidade do lixiviado gerado no aterro controlado de Volta Redonda(RJ)**. 2014. 66f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.
- ZHANG, H.; WU, X.; LI, X. Oxidation and coagulation removal of COD from landfill leachate by Fered-Fenton process. **The Chemical Engineering Journal**, v. 210, n.1, p.188-194, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2012.08.094>