

TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR PROCESSO OXIDATIVO AVANÇADO EMPREGANDO REAGENTE DE FENTON

SANITARY LANDFILL LEACHATE TREATMENT BY FENTON OXIDATION

LISÉTE CELINA LANGE

Química. Doutora em Tecnologia Ambiental. Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais

JULIANA FELISBERTO ALVES

Engenheira Química. Mestre em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos pela UFMG. Engenheira Química da Novonordisk

MIRIAM CRISTINA SANTOS AMARAL

Graduanda de Engenharia Química, bolsista de IC pelo CNPq vinculada ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais

WILSON RODRIGUES DE MELO JÚNIOR

Graduando de Engenharia Civil, bolsista de IC pelo CNPq vinculada ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais

Recebido: 27/10/06 Aceito: 17/05/06

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi o de analisar a viabilidade técnica do tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado (POA) empregado reagente de Fenton. Os ensaios foram executados no Aterro Sanitário de Belo Horizonte, onde o processo foi realizado em batelada, com capacidade de produção de 1000L, usando um reator de mistura simples. Os resultados mostraram elevada eficiência na remoção de poluentes orgânicos, onde as remoções de DQO foram superiores a 46%, com média em torno de 61%, sendo a maior remoção alcançada de 75%, a qual demandou a menor quantidade de reagente e menor tempo de agitação e conseqüentemente menor custo de operação. Estes resultados sugerem que não haverá comprometimento ao transpor este tratamento para uma escala real, e que este processo poderá ser realizado como tratamento preliminar.

PALAVRAS-CHAVE: Lixiviado, processo oxidativo avançado, reagente de Fenton, aterro sanitário.

ABSTRACT

The objective of this work is to investigate the feasibility of fenton oxidation during the treatment of sanitary landfill leachate. A set of experiments were prepared at the Sanitary Landfill of Belo Horizonte – MG, where the process was conducted in a mixture reactor with 1000 L capacity. The results have shown a high effective removal of organic pollutants, where results for COD removal were above 46%, with an average of 61%, and the best removal rate around 75%. The use of Fenton oxidation has been proved to be a successful technique to be used as a preliminary treatment, clearly showing the possibility to be used in a real scale.

KEYWORDS: *Lachate, advanced oxidative process, fenton reagent, sanitary landfill.*

INTRODUÇÃO

O crescimento da população em áreas urbanas e o aumento do consumo de produtos industrializados têm aumentado a geração de resíduos sólidos, que na maioria das vezes são destinados a aterros sanitários. Nos aterros sanitá-

rios são gerados contaminantes, como o lixiviado que apresenta um problema ambiental devido ao seu alto potencial de contaminação. Para o licenciamento ambiental desses aterros é necessário um sistema de tratamento de efluentes que atinja os padrões exigidos pela legislação. Para atender esta demanda das

prefeituras, considerando os problemas no tratamento por processos biológicos e físico-químicos convencionais, é necessária a busca de alternativas de tratamento eficientes dentro de um padrão de sustentabilidade técnica e econômica.

Os processos biológicos são os mais empregados no tratamento de lixiviados

devido às características deste serem semelhantes às dos esgotos domésticos. Todavia, geralmente ocorrem dificuldades ao utilizar tratamentos biológicos para lixiviado por causa da vazão e carga orgânica muito variáveis, necessidade de uma grande área para implantação, baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável, e muitas vezes o efluente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (Silva et al, 2000).

Os processos físico-químicos podem apresentar elevada eficiência de remoção da matéria orgânica no tratamento do lixiviado. Contudo, os sistemas mais utilizados no Brasil - coagulação, filtração e precipitação química - não têm apresentado boa remoção deste material.

Neste contexto, o processo oxidativo avançado (POA) empregando reagente de Fenton, apresenta-se como uma alternativa de pré-tratamento e/ou pós-tratamento que pode ser associada aos processos de tratamento biológico, já que este tipo de tratamento é o mais empregado, no sentido de aumentar a biodegradabilidade do lixiviado, minimizando o tamanho das lagoas, ou aumentando a vazão de lixiviado tratado, pois apresentam elevadas eficiências na remoção de poluentes orgânicos, com custo relativamente baixo e facilidade operacional.

Os POA's são processos que envolvem a geração de radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), altamente reativos, que têm a capacidade de destruição total de muitos poluentes orgânicos. O reagente de Fenton é uma mistura de peróxido de hidrogênio e sais de ferro. O peróxido de hidrogênio é um oxidante eficiente, seguro e de custo acessível, utilizado há décadas em aplicações ambientais em todo o mundo (Neyens & Baeyens, 2003).

O peróxido de hidrogênio (H_2O_2) é empregado para geração de radicais hidroxila, entretanto, é necessária a adição de ativadores, como sais de ferro, ozônio e/ou luz ultravioleta, para produzir a alta taxa de radicais requerida (Bull & Zeff, 1991). Podem também ser utilizadas, para geração de $\bullet\text{OH}$, combinações entre esses ativadores ou o emprego de semicondutores como o dióxido de titânio (TiO_2) e óxido de zinco (ZnO) (Teixeira, 2002).

Os radicais livres ($\bullet\text{OH}$) formados atacam o composto orgânico levando à sua oxidação completa produzindo

CO_2 e H_2O , ou quando resulta em uma oxidação parcial geralmente ocorre um aumento da biodegradabilidade dos poluentes, e neste caso, os compostos orgânicos residuais podem ser removidos por meio de tratamento biológico (Bull & Zeff, 1991).

A utilização de sais de ferro para decomposição catalítica do peróxido de hidrogênio apresenta-se como uma solução de custo menos elevado em relação aos outros POA's, pois utiliza um catalisador de baixo custo, o sulfato ferroso, que é resíduo de indústrias de produção de aço. Outra vantagem do reagente de Fenton é sua maior facilidade operacional em relação aos processos de ozonização e utilizando radiação ultravioleta, que necessitam de gerador de O_3 e fonte de UV, respectivamente (Chamarro et al, 2001).

Geralmente, o processo de oxidação empregando reagente de Fenton é composto por quatro estágios (Bidga, 1995), que são:

- 1º - ajuste de pH: a faixa de pH ideal é entre 3 e 4. Para valores de pH elevados ocorre a precipitação de Fe^{3+} .

- 2º - reação de oxidação: processada em um reator não pressurizado e com agitação. É feita a adição de sulfato ferroso e peróxido de hidrogênio.

- 3º - neutralização e coagulação: deve ser feito um ajuste de pH na faixa de 6 a 9, para precipitar hidróxido de ferro, o que pode ser feito com a adição de cal. Uma vantagem dessa etapa é a possibilidade de remoção de outros metais pesados por precipitação.

- 4º - precipitação: o hidróxido de ferro e alguns metais pesados precipitam e podem ser removidos da solução.

Após o processo de oxidação, o lodo é retirado e enviado para leito de secagem ou filtro prensa e o lixiviado tratado é encaminhado para o descarte ou reuso.

A eficiência da oxidação empregando reagente de Fenton depende das condições do meio de reação, sendo muito importante um estudo destas (Bidga, 1995). Dentre os fatores que podem afetar o processo oxidativo destacam-se a dosagem de reagentes, sendo importante a relação entre a dosagem de oxidante e catalisador, tipo de catalisador, o tempo de reação, o pH do meio e a temperatura (Bidga, 1995; Kang & Hwang, 2000; Alves, 2004).

O pH de reação é muito importante em virtude de vários fatores como,

por exemplo, a estabilidade dos reagentes empregados, tanto o peróxido de hidrogênio quanto os íons ferrosos são mais estáveis em pH ácido (Kuo, 1992). Em pH alcalino, o H_2O_2 é instável podendo ser decomposto em oxigênio e água (Kuo, 1992) e seu potencial de oxidação diminui. O potencial de oxidação dos radicais hidroxilas diminui com o aumento do pH, sendo que em meio ácido o $E^0=2,8\text{V}$ e em meio básico tem-se $E^{14}=1,95\text{V}$ (Kim et al, 1997). A faixa de pH ótima para reação ocorre entre 3 e 6 (Alves, 2004).

O reagente de Fenton pode ter diferentes funções de tratamento dependendo da relação $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$. Quando a quantidade de Fe^{2+} excede a de H_2O_2 , o tratamento tende a apresentar um efeito de coagulação química. Já com a $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ contrária o tratamento tem efeito de oxidação química (Neyens & Bayens, 2003). A definição da faixa de dosagem de reagentes varia de acordo com o tipo de efluente. A faixa típica de relação $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ é de 5:1 a 25:1 em massa (Alves, 2004).

As taxas de reação com reagente de Fenton aumentam com o aumento da temperatura. Entretanto, quando a temperatura aumenta acima de 40 – 50 °C, a eficiência de utilização do H_2O_2 diminui, devido a sua acelerada decomposição em oxigênio e água. A maioria das aplicações comerciais do reagente de Fenton ocorre a temperaturas entre 20 – 40 °C (Alves, 2004).

O tempo de reação dependerá de variáveis como temperatura e dosagem de reagentes. O término da oxidação depende da relação entre peróxido de hidrogênio e substrato (composto orgânico), e a taxa de oxidação é determinada pela concentração inicial de ferro e pela temperatura (Bidga, 1995; Kang & Hwang, 2000).

Os objetivos do presente trabalho são de analisar a viabilidade técnica e apresentar um indicativo de custos do tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton.

METODOLOGIA

Amostragem

As amostras de lixiviado utilizadas nesse trabalho foram coletadas do aterro sanitário de Belo Horizonte localizado na BR-040. Durante o período de amostragem (fevereiro a março de 2005)

o Aterro Sanitário de Belo Horizonte recebia em torno de 4300 T/d de resíduo, e gerava 40m³/dia de lixiviado. Parte do lixiviado era transportado para tratamento junto ao esgoto doméstico na Estação de tratamento de Esgoto do Arrudas (ETE Arrudas).

As amostras de lixiviado foram coletadas da célula ACO3, que corresponde à uma célula em operação que entrou em atividade aproximadamente em 1997 e atualmente possui um vazão de lixiviado de 1,45 L/s.

Caracterização do lixiviado

Devido à grande variabilidade de composição do lixiviado, as amostras selecionadas foram analisadas, previamente e durante o estudo, quanto aos seguintes parâmetros (Tabela 1).

Aparato experimental

Os experimentos foram divididos em duas etapas: oxidação e precipitação/neutralização, conforme esquema da Figura 1.

Trabalhou-se com um reator com capacidade de 1000L, aberto e com sistema de agitação, equipado com dispositivos para coleta de amostras de lixiviado e lodo, como mostra a Figura 2.

A análise de DBO₅ foi feita para algumas amostras previamente selecio-

nadas em virtude de dificuldades com interferências analíticas, exequibilidade operacional, entre outros. Para os cálculos de eficiência de remoção foram consideradas as análises de COT e DQO antes da oxidação para o lixiviado com pH ajustado nas condições iniciais de reação.

Na etapa de oxidação, o pH da amostra foi ajustado com ácido sulfúrico e então foram adicionado sulfato ferroso heptahidratado (FeSO₄.7H₂O) e H₂O₂ (30 % v/v) sob agitação. Decorrido o tempo da reação, foi coletado alíquotas para posterior análise. Já na etapa de neutralização, acrescentou-se cal, deixando o sistema em repouso para que a sedimentação ocorresse. Separou-se o lodo formado e coletou-se alíquotas para análise.

A reação foi monitorada para verificar a remoção de carga orgânica devida ao processo oxidativo, segundo os parâmetros mencionados na Tabela 1, antes e após tratamento para determinar a eficiência de remoção dos poluentes.

Os fatores selecionados para investigação do processo oxidativo foram: dosagem de reagentes, tempo de reação e pH. Em todos os experimentos foi mantida a temperatura ambiente.

Quanto ao levantamento (indicativo) de custos, foram avaliados: os custos dos reagentes comerciais, de uso industrial, de diferentes fornecedores utilizados no tratamento. Foi feito o estudo de acordo

com os procedimentos de Engenharia Econômica (depreciação, custos envolvidos: equipamentos, obras, consumo de energia elétrica, reagentes, mão-de-obra), além de uma análise do mercado.

RESULTADOS

Caracterização do lixiviado

Na Tabela 2 são apresentados os resultados dos dados de caracterização de lixiviado (média de duas amostras).

Os valores de DQO, DBO₅ e COT são característicos de aterros estabilizados, possuindo também uma baixa relação DBO₅/DQO, mostrando que o tratamento físico-químico é adequado para esse tipo de lixiviado, segundo o método recomendado por Forgie (1988). Salienta-se o comportamento variável ao longo do tempo das características dos lixiviados de aterros. Esta variabilidade é fortemente verificada para parâmetros físico-químicos como DBO, DQO e sólidos, e em menor grau para os metais pesados. A tabela acima não apresenta uma estatística descritiva por ter-se trabalhado com um número reduzido de amostras.

Estudo das condições de reação: otimização da oxidação

Realizou-se oito ensaios para os líquidos coletados, para verificar o efeito

Tabela 1 - Metodologia empregada na análise do lixiviado

Parâmetro Físico-químico	Metodologia
DQO	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1992): Método Titulométrico – Refluxo fechado
DBO ₅	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1992): Método Iodométrico
COT – carbono orgânico total	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1992)
pH, temperatura e potencial redox	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1992)
Série Sólidos: sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF)	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1992): Método Gravimétrico
Nitrogênio total e amoniacal	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1992): Método Semi-micro Kjeldahl
Cloretos	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1992): Método Titulométrico – Nitrato de mercúrio
Metais pesados	Espectrofotometria de Absorção Atômica (EAA), utilizando o método da rotina

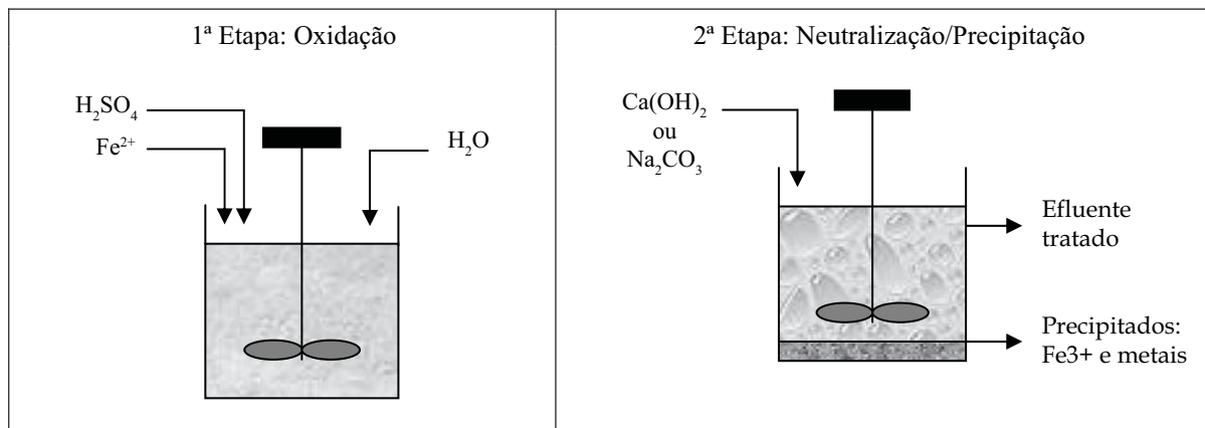


Figura 1 – Esquema da montagem dos experimentos



Figura 2 - Foto do reator de mistura completa

na eficiência da reação em termos da redução da carga orgânica ao variar todos os fatores em dois níveis (Planejamento fatorial fracionado em dois níveis). Na Tabela 3 são apresentadas as combinações das condições de reação.

Já na Tabela 4 são apresentados os valores de DQO dos lixiviados brutos com os quais foram realizados os ensaios. Não foram realizadas réplicas para o experimento.

Os resultados dos experimentos, baseados na remoção de DQO, são apresentados na Figura 3. Os valores de DQO apresentados já foram corrigidos quanto à interferências da presença de H_2O_2 na análise. As remoções de DQO foram superiores à 46%, com média em torno de 61%, sendo a maior remoção alcançada de 75%, o qual demandou a menor quantidade de reagente e menor tempo de agitação e consequentemente menor custo de operação. Cabe lembrar

que estas remoções de DQO devem ser mais elevadas, considerando as interferências positivas nas análises. A Figura 4 apresenta a foto do lixiviado bruto e do lixiviado tratado dos oito ensaios respectivamente, na qual pode ser observado a remoção de cor.

Por meio da Figura 5, pode-se verificar que a melhor relação H_2O_2/Fe^{2+} foi 10. Observa-se que a relação H_2O_2/Fe^{2+} de 20 apresentou remoção de DQO menos eficiente, mas por usar menor dosagem de ferro leva a uma diminuição da geração do lodo. Em pH = 5 a reação se apresentou mais eficiente, o que significa menor gasto de reagente. O tempo de 30 minutos apresentou melhor eficiência, além de menor custo energético.

Por meio da Figura 6, verifica-se que a reação pode ser monitorada pelo pH, o que vislumbra a possibilidade de realizar um monitoramento *on-line* do

processo. Observa-se também que após 15 minutos de reação o pH tende-se a estabilizar, mostrando que o tempo empregado foi suficiente para a reação completa.

Estudo da etapa de neutralização e precipitação:

Os resultados da remoção de DQO pré-neutralização e pós-neutralização podem ser comparados na Figura 7. A redução da remoção de DQO, possivelmente, pode ser atribuída a solubilização de substâncias húmicas. Segundo Baird (2002), os ácidos húmicos e fúlvicos são solúveis em soluções alcalinas. Contudo, os ácidos húmicos são insolúveis ou pouco solúveis em meio ácido, e os ácidos fúlvicos são solúveis em meio ácido. Para pH mais baixo ocorre a formação

Tabela 2 - Caracterização do lixiviado

Parâmetros	Unidade	Lixiviado bruto
DQO	mg/L	2313
DBO ₅	mg/L	300
DBO ₅ /DQO	-	0,13
COT	mg/L	376
Potencial redox	mV	50
Temperatura	°C	42
pH	-	7,7
Sólidos sedimentáveis	mg/L	0,2
Sólidos suspensos totais	mg/L	48
Cianeto total	mg/L	<0,01
Fluoreto total	mg/L	1,10
Cloretos	mg/L	1999,38
Potencial hidrogeniônico	mg/L	8,32
Nitrogênio Total	mg/L	102
Nitrogênio amoniacal	mg/L	184
Sulfatos	mg/L	<20
Sulfetos	mg/L	49,4
Gorduras, óleos e graxas	mg/L	1
Alumínio total	mg/L	0,22
Arsênio total	mg/L	0,11
Bário total	mg/L	0,147
Boro total	mg/L	5,1
Cádmio total	mg/L	0,005
Chumbo total	mg/L	<0,01
Cobalto total	mg/L	0,06
Cobre total	mg/L	<0,01
Cromo hexavalente	mg/L	<0,1
Cromo total	mg/L	0,09
Estanho total	mg/L	<0,01
Ferro solúvel	mg/L	0,5
Mercúrio total	mg/L	<0,001
Níquel total	mg/L	0,178
Prata total	mg/L	<0,01
Vanádio total	mg/L	0,05
Zinco total	mg/L	0,09
Metais tóxicos totais	mg/L	<0,62
Amônia não-inonizável	mg/L	106
Cromo trivalente	mg/L	<0,05

Tabela 3 - Combinações das condições de reação

Ensaio	H ₂ O ₂ (g/L)	FeSO ₄ (g/L)	pH	Tempo (min)
1	3,6	0,9	4	30
2	5,4	0,9	4	60
3	3,6	1,8	4	60
4	5,4	1,8	4	30
5	3,6	0,9	5	60
6	5,4	0,9	5	30
7	3,6	1,8	5	30
8	5,4	1,8	5	60

Lixiviado bruto: DQO = 1800mg/L; velocidade de mistura = 100 rpm

Tabela 4 - Dados do lixiviado bruto

Lixiviado bruto	Data de coleta	DQO (mg/L)	Ensaio
1	28/2/2005	2489	1 e 2
2	1/3/2005	2302	3 e 4
3	2/3/2005	1951	5 e 6
4	4/3/2005	2513	7 e 8

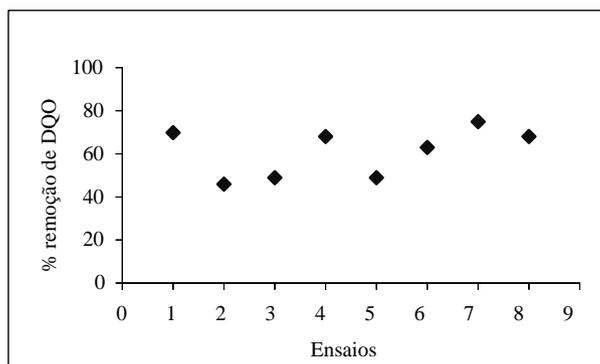


Figura 3 - Avaliação da eficiência de reação na remoção de DQO



Figura 4 - Foto do lixiviado bruto e dos lixiviados tratados

de precipitados. Isto pode ser devido à precipitação de substâncias húmicas (Baird, 2002), carboidratos, aminoácidos e compostos policíclicos aromáticos (Pacheco et al, 2003). Já o aumento da redução da DQO pré-tratamento e pós-tratamento (ensaio 2 e 5), pode ter ocorrido devido a erros experimentais, apesar de que no ensaio 5, esta variação pode ser desprezível.

O comportamento do nitrogênio total e amoniacal após o tratamento foi avaliado para as diversas condições de tratamento, como mostram as Figuras 8 e 9, respectivamente.

A remoção de nitrogênio amoniacal e total foi influenciada pelas condições de reação, sendo mais favorável em dosagens maiores de H_2O_2 e menores de Fe^{2+} , o que também foi observado por Alves (2004), alcançando remoções de até 85% para as melhores condições e 10% para condições menos favoráveis. Observa-se também que geralmente a remoção é maior após a neutralização. Provavelmente isto ocorre devido a insolubilização de compostos nitrogenados em pH elevado.

Indicativos de custos para o processo empregado

Foi realizado um estudo para a estimativa do investimento necessário e do custo de operação para a implantação e operação de uma unidade de estação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário como a apresentada na Figura 10, com capacidade produtiva de tratamento de 10.000 L/dia, utilizando sistema de batelada num reator de mistura simples com volume útil equiva-

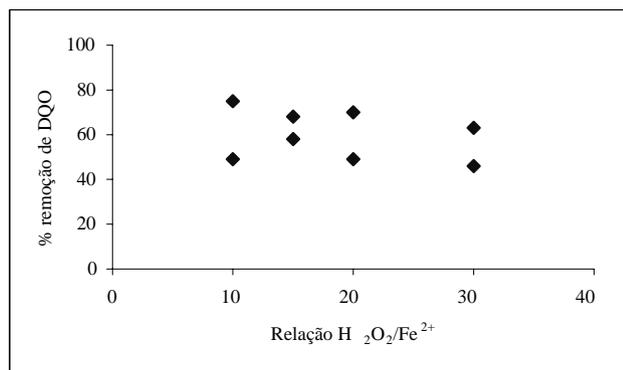


Figura 5 - Avaliação da dosagem de reagentes

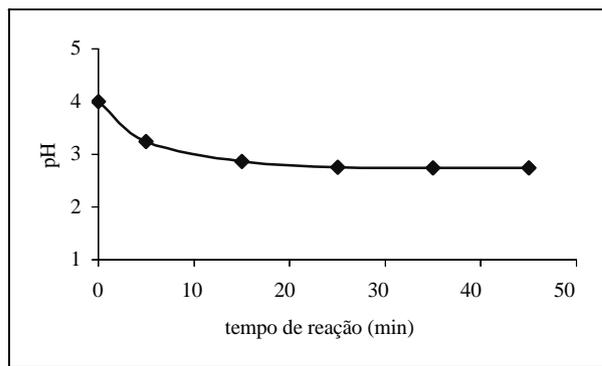


Figura 6 - Monitoramento do pH durante reação

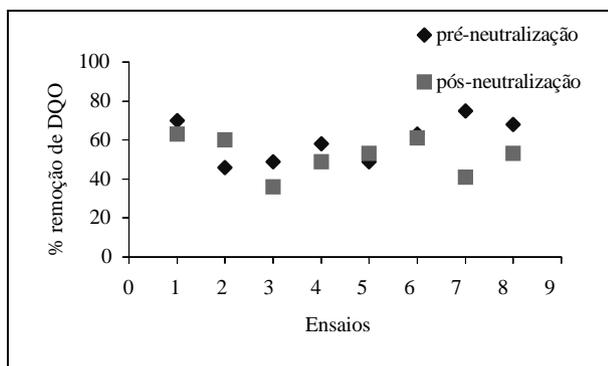


Figura 7 - Avaliação da remoção de DQO

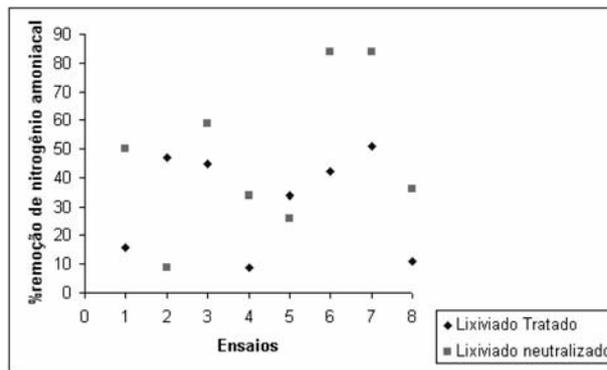


Figura 8 - Remoção de nitrogênio amoniacal

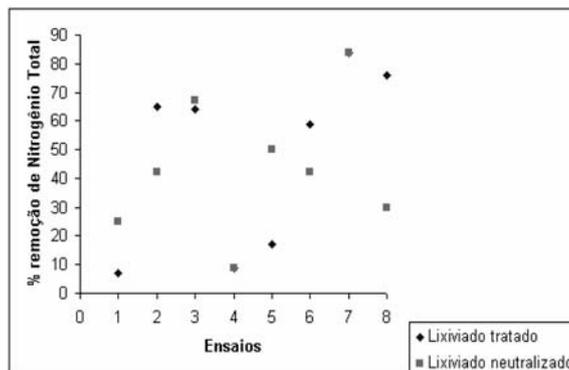


Figura 9 - Remoção de nitrogênio total

lente a 1000L e um tanque de sedimentação de 1m^3 . Neste contexto, para a implantação da unidade é necessário um investimento de aproximadamente R\$60.000,00. Esta estimativa não inclui o custo do terreno, nem o custo de preparação do terreno, e supõe-se que já haja um reservatório de lixiviado no aterro. É importante lembrar que os valores são somente uma estimativa e que dependem da região onde está sendo realizada a implantação, além de que

até mesmo a configuração da estação poderá sofrer alteração no sentido de otimizar o processo. Para a operação, é necessário um investimento mensal de aproximadamente R\$3.300,00 como custo fixo, e R\$0,023/litro de lixiviado tratado. A Tabela 5 demonstra esta estimativa de investimento.

Uma avaliação da viabilidade econômica-financeira não foi possível de ser realizada, pois o mercado em questão é muito fechado, não sendo

possível obter valores referentes a custos de outros tratamentos, para uma análise comparativa.

Contudo, mesmo não tendo uma avaliação da viabilidade econômica - financeira, acredita-se que o POA empregando reagente de Fenton como tratamento preliminar é bastante promissor, pois o custo não é tão elevado em relação aos benefícios que serão agregados. Além de que as prefeituras municipais que implantam aterros sanitários têm recebido

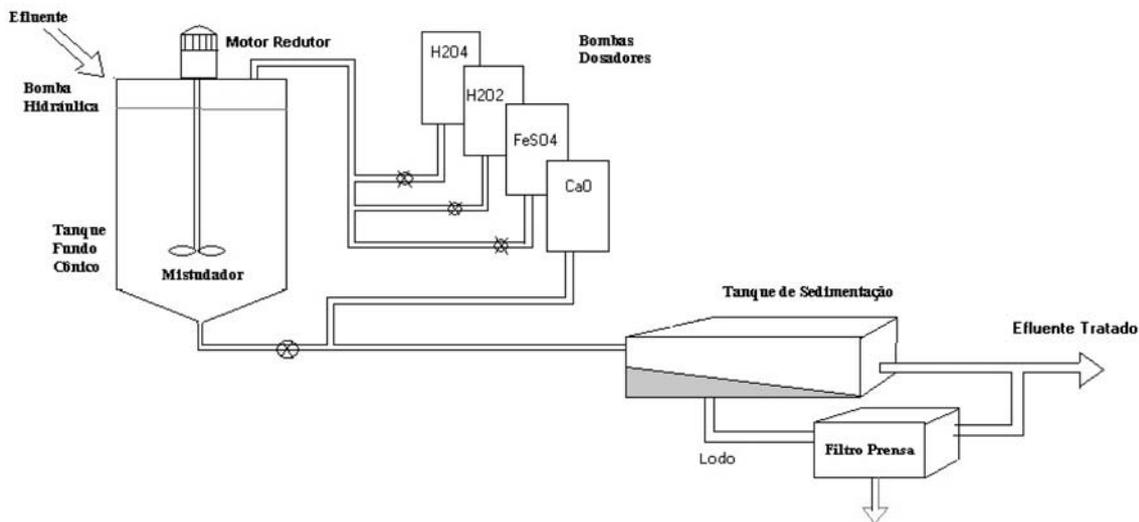


Figura 10 - Esquema da unidade de estação de tratamento por POA empregando reagente de Fenton

Tabela 5 - Estimativas de custo de implantação

Item	Descrição	Unidade	Quantidade	Preço unitário R\$	Preço total R\$
1	Equipamentos				
1.1.	Tanque - reator de PEAD 2000L	un.	1	4000,00	4.000,00
1.2.	Tanque de PEAD 1500L	un.	1	2000,00	2.000,00
1.3.	Dosador de reagente	un.	4	978,00	3.912,00
1.4.	Bomba	un.	1	1845,00	1.845,00
1.5.	Misturador/agitador	un.	1	3276,00	3.276,00
1.6.	Filtro prensa	un.	1	41.580,00	41.580,00
1.7.	Phmetro	un.	1	300,00	300,00
	Sub-total				56.913,00
2	Instalações				
2.1.	Instalações hidráulicas				1.000,00
2.2.	Instalações elétricas				1.300,00
	Sub-total				2.300,00
3	Mão-de-obra				
3.1.	Encarregador de montagem	dia	3	300,00	900,00
	Sub-total				900,00
	Total				60.113,00

o ICMS ecológico como incentivo para tal implantação, que é revertido para o próprio município, podendo ter parte investida no próprio aterro.

O investimento proporcionado pelo Governo através do ICMS ecológico é mais atrativo para pequenos municípios, já que o valor é distribuído em função do número de municípios beneficiados, obedecendo ao valor limite permitido para cada município, o qual é inversamente proporcional ao número de habitantes. Sendo assim, para grandes cidades o valor limite permitido é maior que o valor disponível. Para os municípios acaba sendo mais lucrativo a implantação de compostagem, que confere ao município 20 UFIR/hab, passo que o aterro sanitário confere apenas 3UFIR/hab. Mesmo o valor recebido pelo ICMS ecológico no caso de aterro sanitário ser menor, dados estatísticos mostram que o valor recebido no primeiro ano é suficiente para arcar com o custo de investimento.

CONCLUSÕES

O POA empregando reagente de fenton é tecnicamente viável como tratamento preliminar apresentando elevada eficiência de remoção de carga orgânica e inorgânica associada à vantagens de facilidade operacional com flexibilidade no controle de variáveis de processo, simplicidade de equipamento e facilidade na mudança de escala de produção.

Quanto ao indicativo de custos apresentado, percebe-se que o custo não é elevado. A demanda por este tipo de tratamento pode ser grande, e o custo de implantação e operacional ser relativamente baixo, principalmente quando se trata de baixas vazões. Devido ao pouco investimento nessa área, a comercializa-

ção não é simples, sendo necessário um trabalho mais aprofundado de avaliação econômica para apontar as vantagens do tratamento por POA empregando reagente de Fenton.

AGRADECIMENTO

À SLU-BH (Secretaria de Limpeza Urbana de Belo Horizonte - MG) pelas amostras e local do experimento, ao Sebrae/Inova pela concessão do recurso financeiro para realização do estudo e ao CNPq pela bolsa de mestrado.

REFERÊNCIAS

ALVES, J.F. *Aplicação do Reagente de Fenton no tratamento de líquidos lixiviados de Aterros Sanitários*. Dissertação de mestrado. Programa de Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, 2004.

BAIRD, C. *Química Ambiental*. Tradução de Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. 2ª edição. Porto Alegre: Editora Bookman, 622 p, 2002.

BIDGA, R. J. *Consider Fenton's Chemistry for Wastewater Treatment*. Chemical Engineering Progress, v. 91, n. 12, p. 62-66, 1995.

BULL R.A.; ZEFF, J. D. *Hydrogen Peroxide in Advanced Oxidation Process for Treatment of Industrial Process and Contaminated Groundwater*. In: ECKENFELDER, W. W.; BOWERS, A. R.; ROTH, J. A. *Chemical Oxidation: Technologies for the Nineties*. Lancaster: Technomic, p. 26-36. 1991.

CHAMARRO, E.; MARCO, A.; ESPLUGAS, S. *Use of Fenton Reagent to Improve Organic Chemical Biodegradability*. Water Research, v. 35, n. 4, p. 1047-1051, 2001.

FORGIE, D. J. L. *Selection of the Most Appropriate Leachate Treatment Methods*. Water Pollution Research Journal of Canada, v. 23, n. 2, p. 308-355, 1988.

KANG, Y. W.; HWANG, K. *Effects of Reaction Conditions on the Oxidation Efficiency in the Fenton Process*. Water Research, v. 34, n. 10, p. 2786-2790, 2000

KIM, S.-M.; GEISSEN, S.-U.; VOLGELPOHL, A. *Landfill Leachate Treatment by a Photoassisted Fenton Reaction*. Water Science and Technology, v. 35, n.4, p. 239-249, 1997

KUO, W. G. *Decolorizing Dye Wastewater With Fenton's Reagent*. Water Research, v. 26, n. 7, p. 881-886, 1992.

NEYENS, E.; BAEYENS, J. *A Review of Classic Fenton's Peroxidation as an Advanced Oxidation Technique*. Journal of Harzadous Materials, 28, p. 33-50, 2003.

PACHECO, J. R.; SOUZA, C. R. L.; ZAMORA, P. P. *Remediação de Percolado de Aterro Sanitário por Integração de Processos Físico-Químicos e Oxidativos Avançados*. In: II ENCONTRO SOBRE APLICAÇÕES AMBIENTAIS DE PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS. CAMPINAS, agosto de 2003.

TEIXEIRA, C. P. A. B. *Estudo Comparativo de Tipos Diferentes de Processos Oxidativos Avançados*. Tese de Doutorado. Faculdade de Engenharia Civil. Universidade Estadual de Campinas. 165p. 2002.

SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; LEONE, G. *Possibilidades do Tratamento Físico-Químico para Redução de Carga Orgânica e Precipitação de Metais Pesados do Chorume Produzidos em Aterros Sanitários*. In: IX SILUBESA – SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Seguro, Brasil, abril de 2000.

Endereço para correspondência:

Lisete Celina Lange
Departamento de Engenharia
Sanitária e Ambiental
Universidade Federal de Minas
Gerais
Av. do Contorno, 842 - 7º Andar
31110-060 Belo Horizonte - MG - Brasil
Tel.: (31) 3238-1039
E-mail: lisete@desa.ufmg.br



LOJA DE LIVROS ESPECIALIZADA EM SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE

Listagem organizada por assunto e tabela de preços - www.abes-dn.org.br