

Estudo da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário pelos processos oxidativos avançados foto-Fenton e fotocatalise heterogênea com TiO₂

Study of treatability of landfill leachate by advanced oxidation processes photo-Fenton and heterogeneous photocatalysis with TiO₂

Gabriel Ishimaru¹, Thauani de Almeida Santos¹, Emília Satoshi Miyamaru Seo²

¹ Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária pelo Centro Universitário Senac

² Professora e Pesquisadora do Centro Universitário Senac

{gabrielishimaru@gmail.com, thauanisantos@hotmail.com, emilia.smseo@sp.senac.br}

Resumo. O lixiviado de aterro sanitário possui composição complexa e é altamente poluente. Dentre as diversas técnicas utilizadas para o tratamento deste efluente antes do seu descarte estão os Processos Oxidativos Avançados (POAs). Este estudo visou avaliar a potencialidade dos POAs foto-Fenton e fotocatalise heterogênea com TiO₂ para o tratamento do lixiviado. Para isso, ensaios de bancada foram realizados com diferentes concentrações de reagentes em variados tempos de reação para cada um dos dois processos estudados. Os ensaios de tratabilidade foram realizados no laboratório de química do Centro Universitário Senac – Santo Amaro, sendo avaliados os parâmetros de DQO, COT, turbidez, pH e temperatura. Os ensaios de foto-Fenton resultaram em boa remoção de material orgânico (até 83% de remoção de COT) e diminuição da turbidez. Os ensaios de fotocatalise de TiO₂ resultaram em diminuição da carga orgânica (até 53% de remoção de COT), porém um aumento da turbidez nos ensaios pode ter influência no desempenho do potencial de tratabilidade do mesmo.

Palavras-chave: Lixiviado de aterro sanitário, tratamento de efluentes, processos oxidativos avançados.

Abstract. The leachate of landfill has complex composition and is highly polluting. Among the various techniques used for the treatment of this effluent before your disposal are the Advanced Oxidation Processes (AOPs). This study aimed to evaluate the potentiality of the AOPs photo-Fenton and heterogeneous photocatalysis with TiO₂ for the treatment of leachate. For that, bench tests were performed with different concentrations of reactants at different reaction times for each of the two cases studied. Treatability tests were performed in the laboratory of chemistry of the Centro Universitário Senac - Santo Amaro, being evaluated the parameters COD, TOC, turbidity, pH and temperature. The tests of photo-Fenton resulted in good removal of organic material (up to 83% of TOC removal) and decrease in turbidity. The tests of photocatalysis of TiO₂ resulted in reduction of organic load (up to 53% of TOC removal), but an increase of turbidity in the tests may have influence on the performance of treatability of the same potential.

Key words: Landfill leachate, wastewater treatment, advanced oxidation processes.

1. Introdução

O lixiviado é um efluente líquido gerado em aterros sanitários que se origina da decomposição do material putrescível presente nos resíduos sólidos dos aterros. Popularmente, o lixiviado é conhecido como chorume, entretanto há uma diferença entre os termos, já que o chorume é constituído somente do líquido originado da decomposição da matéria orgânica e o lixiviado se constitui da solução do chorume com a água de origem superficial (chuva ou escoamento) e de origem subterrânea (infiltração) que transporta materiais dissolvidos ou suspensos, proveniente da digestão anaeróbia da matéria orgânica (SÁ; JUCÁ; DA MOTTA SOBRINHO, 2012).

O descarte do lixiviado sem tratamento é considerado um problema ambiental devido ao alto potencial de contaminação dos recursos hídricos e do solo, visto que dentre suas características configuram a elevada carga orgânica e as altas concentrações de poluentes tóxicos, como metais pesados e micro-organismos patogênicos (LANGE; AMARAL, 2009).

No Brasil, a importância do tratamento de lixiviado tem crescido proporcionalmente à implantação de aterros sanitários. Em uma margem de 9 anos (entre 2007 e 2016), o aumento percentual de geração de resíduos sólidos foi de 27,25%, passando de 168.493 toneladas para 214.405 toneladas/dia, sendo que no ano de 2016, 41,7 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos foram enviados para aterros sanitários (ABRELPE, 2016). Com o advento de novos aterros devido à crescente demanda pela destinação dos resíduos, há um aumento na quantidade de lixiviado coletado pelo sistema de drenagem. Esta nova realidade exige dos aterros um planejamento cuidadoso que reduza ao máximo a área exposta e trate o lixiviado, não se limitando somente em descarregar, compactar e cobrir.

De maneira geral, não existem tecnologias que, atuando isoladamente, consigam tratar efluentes tão recalcitrantes e com elevada carga orgânica como o lixiviado oriundo de aterros sanitários. Os processos convencionais de tratamento são baseados em sistemas cujas preocupações principais estão associadas principalmente ao custo e à eficiência do processo (PACHECO, 2004).

Grande parte do tratamento para lixiviado de aterro sanitário envolve a utilização de processos biológicos e físico-químicos, estes últimos objetivando o aumento da degradabilidade da matriz (pré-tratamento) ou a remediação de parâmetros que a rotina biológica não permite (polimento final). Embora estes procedimentos permitam uma remoção parcial da cor e da carga orgânica, não há garantias de significativa melhora na degradabilidade das principais classes de poluentes, sobretudo, por não proporcionar alterações químicas profundas no substrato a ser tratado. Para matrizes recalcitrantes, portanto, existe a necessidade de se integrar outros processos que obtenham um poder maior de degradação (MORAIS, 2005; BRITO et al., 2010).

O caráter predominantemente recalcitrante, ou seja, de difícil degradação do lixiviado oriundo de aterros sanitários é uma barreira aos processos biológicos, instigando pesquisas sobre pré-tratamento e polimento, especialmente para remoção e/ou diminuição de compostos recalcitrantes e tóxicos a microbiota (MONTEIRO, 2012). Técnicas alternativas, como os Processos Oxidativos Avançados, que podem degradar compostos tóxicos presentes no lixiviado, aliadas a métodos de controle aprimorado, tem se tornado uma demanda em aterros (BRITO et al., 2010).

Atualmente, as tecnologias de tratamento mais comuns para tratar este tipo de efluente são as lagoas de estabilização e os sistemas de lodos ativados, que são processos tradicionais para degradabilidade da matéria orgânica, ou seja, pouco se investe nos POAs para remoção de matéria orgânica recalcitrante.

Dentro deste contexto, justifica-se o estudo de diferentes POAs no tratamento do lixiviado, visto que estes despontam como uma promissora alternativa, devido às suas características de elevada capacidade e velocidade de degradação, fazendo com que o tratamento possa obter um efluente dentro dos padrões para descarte (CAVALCANTI et al., 2015).

Os POAs são tecnologias limpas e eficientes, que envolvem a geração de radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$) altamente oxidante capaz de degradar as moléculas mais recalcitrantes em compostos biodegradáveis ou até realizar a mineralização completa destas moléculas em CO_2 , H_2O e íons inorgânicos (MIKLOS et al., 2018). A alta eficiência destes processos está baseada no fato de que as constantes de reação para as reações entre os radicais $\bullet\text{OH}$ e muitos poluentes orgânicos são altas (BRITO; SILVA, 2012).

Os principais tipos de POAs são: químicos (processo Fenton), fotoquímicos (incluindo $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, O_3/UV , $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, foto-Fenton, fotocatalise heterogênea), sonoquímicos (incluindo US , O_3/US , $\text{H}_2\text{O}_2/\text{US}$, fotocatalise/ US , sono-Fenton), e eletroquímicos (incluindo oxidação anódica, eletro-Fenton, fotoeletro-Fenton, sono-eletroquímico, sonoeletro-Fenton). Em muitas combinações de POAs existem efeitos de sinergia, ou seja, a eficiência do processo é maior que a simples soma das duas (ou mais) técnicas (FIOREZE; SANTOS; SCHMACHTENBERG, 2014).

Dentre os POAs mencionados, serão estudados neste trabalho a fotocatalise heterogênea com TiO_2 e o processo de foto-Fenton. Os parâmetros analisados experimentalmente serão a remoção de matéria orgânica, turbidez, entre outros. Neste cenário, o presente trabalho busca verificar se os processos de fotocatalise heterogênea com TiO_2 e de foto-Fenton são adequados para a degradabilidade da matéria orgânica recalcitrante presente no lixiviado, por meio da análise dos parâmetros de DQO e COT.

2. Materiais e Métodos

Materiais

Os materiais utilizados para a realização deste trabalho foram: o lixiviado proveniente de um aterro sanitário e os reagentes utilizados para os tratamentos que são: dióxido de titânio (TiO_2), sulfato ferroso heptahidratado ($\text{Fe}(\text{SO}_4)\cdot 7\text{H}_2\text{O}$) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2).

Além dos reagentes e do efluente, foram utilizadas vidrarias como béqueres, cubetas, pipetas, provetas, balões volumétricos; agitadores magnéticos Solab; balança analítica; água destilada; e, água para refrigeração.

Os equipamentos para medição dos parâmetros utilizados foram: peagâmetro QUIMIS Q-400a; turbidímetro PoliControl modelo AP-2000; analisador de carbono orgânico total GE Autosampler modelo TOC Sievers M9; espectrofotômetro La Mont; e, termo digestor PoliControl.

Coleta do lixiviado

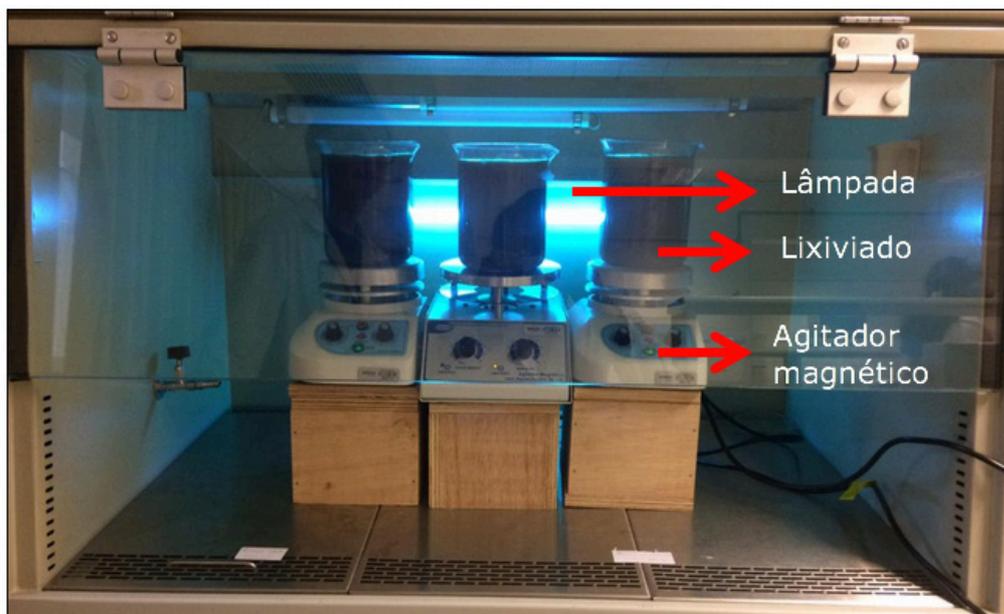
A coleta do lixiviado foi realizada de acordo com a norma estabelecida pela NBR 9.898 (1987), que delimita as condições de coleta e preservação da amostra para efluentes líquidos domésticos e industriais. Foram coletados, aproximadamente, 60 litros de lixiviado no dia 25 de agosto de 2018, após dias com incidência de chuva na região. O efluente foi armazenado em bombonas plásticas acondicionadas em temperatura ambiente e protegidos da luz.

Não foram autorizadas a divulgação do aterro sanitário em que foi coletado o efluente e a utilização das suas informações neste trabalho, além disso não foi permitida a realização de fotografias da coleta do lixiviado.

Unidade experimental

A unidade experimental foi padronizada para os dois processos estudados. Desta forma, utilizou-se três agitadores magnéticos com um béquer simples de capacidade de 1 L, contendo 1 L do efluente a ser estudado. Os ensaios foram feitos em uma cabine de proteção biológica da marca Veco - modelo Bioprotector 09 para aproveitamento da radiação no comprimento ultravioleta disponível no equipamento, vide Figura 1.

Figura 1 - Esquema do ensaio fotoquímico.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

O esquema indica a emissão de radiação por uma lâmpada UV posicionada ao nível central dos béqueres contendo o lixiviado com capacidade para emitir comprimentos de onda na região do UV. A agitação do processo se manteve contínua por meio da agitação magnética como demonstrado na Figura 1.

Tratamento 1: Fotocatálise heterogênea de TiO_2

O tratamento foi realizado com base na metodologia adotada por Brito et al. (2011). A inclusão de TiO_2 neste ensaio foi realizada sem a imobilização deste semiconductor, isto é, com a mistura completa e suspensão do TiO_2 . Os processos heterogêneos são assim denominados por envolverem catalisadores na fase sólida e insolúveis ao meio. Desta forma, o princípio básico deste processo fotocatalítico heterogêneo é a excitação eletrônica do TiO_2 para ativação de sítios oxidativos e redutivos em maior área superficial de reação.

Tabela 1 - Concentrações e tempos do tratamento 1.

Tratamento 1 Ensaio	Concentração de TiO₂ (mg.L⁻¹)	Tempo de reação (min)
A1	500	60
A2	500	120
A3	500	180
B1	700	60
B2	700	120
B3	700	180
C1	900	60
C2	900	120
C2	900	180

Fonte: Adaptado Brito et al. (2011).

A massa de TiO₂ e a amostra do lixiviado foram adicionadas no béquer. Os ensaios preliminares foram realizados a partir de concentrações de TiO₂ e tempos de ensaio que apresentaram melhores eficiências de acordo com Brito et al. (2011). Desta forma, a Tabela 1 indica as concentrações e períodos de ensaios do processo. O dióxido de titânio foi misturado ao efluente a partir da rotação provocada pelo agitador magnético e as amostras foram retiradas nos intervalos determinados (60, 120 e 180 min.) para caracterização do lixiviado após o ensaio.

Os ensaios apresentados foram realizados nos dias 18 e 19 de setembro de 2018 no Laboratório de Química do Centro Universitário Senac.

Tratamento 2: Foto-Fenton

O tratamento por foto-Fenton foi realizado por meio da combinação de H₂O₂ dissolvido na presença de íons Fe²⁺ com a radiação UV, como todo o processo se dá em forma líquida, é considerado como homogêneo. A principal forma de avaliação da eficiência do processo será determinada pela razão molar entre o Fe²⁺ e H₂O₂ - [H₂O₂]/[Fe²⁺]. O Fe²⁺ que foi utilizado nesta pesquisa é proveniente do sulfato ferroso heptahidratado (Fe(SO₄).7H₂O) e a partir da variação da concentração do ferro foi delimitada a razão molar entre o ferro e o peróxido de oxigênio.

O estudo de Coelho et al. (2002) indicou que a concentração de 2,125 g de H₂O₂/L, baseando-se na oxidação completa do peróxido de hidrogênio na análise de DQO, é uma concentração ótima, visto que com essa concentração evita-se que haja interferência no tratamento causada por um possível excesso de H₂O₂ após os experimentos.

É importante destacar que para melhor eficiência do tratamento foto-Fenton, o lixiviado foi acidificado para que seu pH atingisse o valor de, aproximadamente, 2,5, sendo novamente caracterizado.

A adição do Fe²⁺ e do H₂O₂ foi feita em conjunto, sendo dividida em quatro ensaios principais. Os valores da razão molar, assim como os tempos de reação escolhidos para retirada de amostras foram escolhidos a partir dos ensaios feitos por Monteiro (2012). Os tempos de reação delimitados para a realização dos testes foram de 60 min, 100 min e 150 min para cada um dos 4 tratamentos apresentados na Tabela 2.

Tabela 1 - Concentrações e tempos do tratamento 1.

Tratamento 2 Ensaio	Razão molar [H ₂ O ₂]/[Fe ²⁺]	Dose de Fe ²⁺ (g.L ⁻¹)	Dose de H ₂ O ₂ (g.L ⁻¹)	Tempo de reação (min)
A1	1,0	2,13	2,125	60
A2	1,0	2,13	2,125	100
A3	1,0	2,13	2,125	150
B1	2,0	1,06	2,125	60
B2	2,0	1,06	2,125	100
B3	2,0	1,06	2,125	150
C1	4,0	0,53	2,125	60
C2	4,0	0,53	2,125	100
C2	4,0	0,53	2,125	150
D1	6,0	0,35	2,125	60
D2	6,0	0,35	2,125	100
D3	6,0	0,35	2,125	150

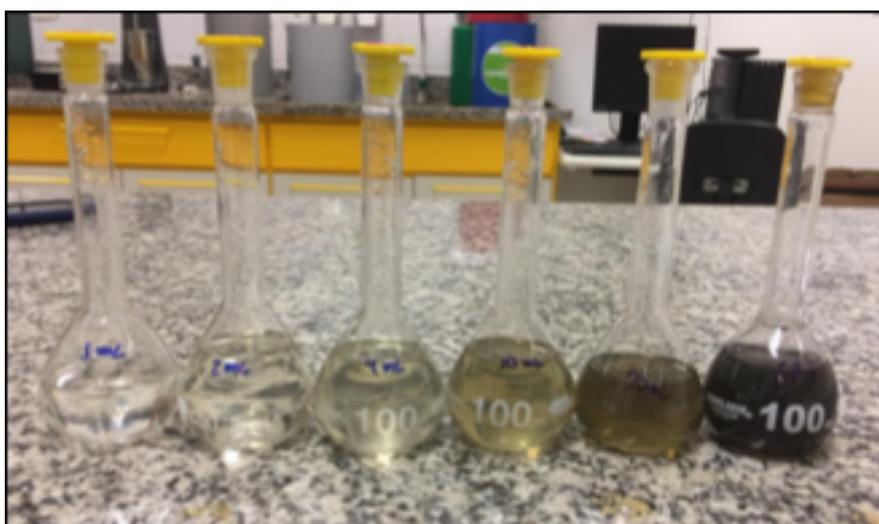
Fonte: Adaptado de Monteiro (2012).

Os ensaios apresentados foram realizados nos dias 26, 27 e 28 de setembro de 2018 no Laboratório de Química do Centro Universitário Senac.

Caracterização do lixiviado afluente e efluente aos POAs

Para caracterizar o lixiviado bruto e tratado, tendo em vista que os valores obtidos são bastante elevados, foram feitos testes de diluição para que assim fosse possível aferir o resultado mais provável da amostra analisada. Foram realizados diversos teste como ilustrado na Figura 2 sendo que os fatores utilizados para os parâmetros analisados foram o de 20 e 25.

Figura 2 - Testes de diluição.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

A caracterização do lixiviado bruto e tratado foi realizada a partir dos parâmetros indicados no Tabela , além disso, no mesmo quadro são mencionados os métodos padronizados de acordo com o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF, 2012), exceto para medição de pH e temperatura, para realização destas análises. Para todos os parâmetros foram realizadas medições em triplicata.

Tabela 3 - Métodos dos parâmetros analisados.

Parâmetro	Unidade	Métodos
DQO	mg/L	5220 B.
COT	mg/L	5310 B.
Turbidez	NTU	2130 B.
pH	-	Inserção de peagâmetro.
Temperatura	°C	Inserção de peagâmetro.

Fonte: Adaptado de APHA; AWWA; WEF (2012).

3. Resultados e discussão

Caracterização do efluente bruto

A composição do lixiviado nos aterros possui variações de acordo com sua fase de decomposição, tempo de atividade do aterro e outros fatores de influência, como as condições climáticas da região em que o aterro é instalado. Na Tabela 4 são apresentados os ranges de concentrações das substâncias que compõem o lixiviado nos aterros de acordo com valores médios obtidos em literatura, estes valores serão utilizados a fim de se fazer uma comparação com os resultados obtidos na caracterização do lixiviado estudado.

Cabe ressaltar que além da variação da composição química do lixiviado devido a idade do aterro, também há variação devido ao histórico de eventos no período precedente à amostragem. Em relação à biodegradabilidade, pode-se notar mudanças na relação DBO5/DQO ao início da operação do aterro (entre 0,4 e 0,6) e após certo período de operação (entre 0,05 e 0,2). Esta mudança indica que inicialmente a matéria organiza é facilmente biodegradável e a faixa menor da relação DBO5/DQO em aterros antigos ocorre por conta da presença de ácidos húmicos e fúlvicos que não são facilmente biodegradáveis (KREITH e TCHOBANOGLIOUS, 2002).

Tabela 4 - Composição de chorume de diferentes idades.

Parâmetro	Concentração (mg/L)		
	Novos aterros (menos de 2 anos) Range ¹	Valor Típico ²	Aterros antigos (mais de 10 anos)
DBO ₅	2.000 - 30.000	10.000	100 - 200
COT	1.500 - 20.000	6.000	80 - 160
DQO	3.000 - 60.000	18.000	100 - 500
Sólidos Suspensos Totais	200 - 2.000	500	100 - 400
Nitrogênio Orgânico	10 - 800	200	80 - 120
Nitrogênio Amoniacal	10 - 800	200	20 - 40
Nitrato	5- 40	25	5 - 10
Fósforo Total	5 - 100	30	5 - 10
Alcalinidade (CaCO ₃)	1.000 - 10.000	3.000	200 - 1.000
pH	4.5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Dureza total (CaCO ₃)	300 - 10.000	3.500	200 - 500
Cálcio	200 - 3.000	1.000	100 - 400
Magnésio	50 - 1.500	250	50 - 200
Potássio	200 - 1.000	300	50 - 400
Sódio	200 - 2.500	500	100 - 200
Cloro	200 - 3.000	500	100 - 400
Sulfato	50 - 1.000	300	20 - 50
Ferro Total	50 - 1.200	60	20 - 200

* Exceto para pH, adimensional.

1 Valores máximos mais altos foram relatados na literatura para alguns dos constituintes.

2 Valores típicos para novos aterros irão variar com o estado metabólico do aterro.

Fonte: Bagchi (1990); County Of Los Angeles And Engineering Science, Inc. (1969); Ehrig (1989); SWPCB (1954); SWRCB (1967) apud Kreith e Tchobanoglous (2002).

Na Tabela 5 está apresentada a caracterização do lixiviado bruto afluente aos POAs utilizado nesta pesquisa. Já na Tabela 6 é apresentada a caracterização do lixiviado bruto acidificado afluente ao tratamento de foto-Fenton. Através dos resultados obtidos, o lixiviado estudado pode ser enquadrado como sendo de um aterro novo com até dois anos de idade conforme Tabela 4.

Valores de DQO são similares aos valores obtidos para aterros novos com até dois anos. Entretanto, os valores de COT e pH apresentam resultados característicos de aterros intermediários, fase em que o material orgânico mais complexo é de difícil degradação. O COT resultando em (730±78) mg/L sai do range típico de 1.500 a 20.000 mg/L para este parâmetro em aterros com até dois anos.

Por razões operacionais relacionadas ao aterro estudado, não foi possível levantar a idade das diferentes células do aterro que cumpunham o lixiviado amostrado. Ainda assim é possível estimar esta informação a partir da tabela de referência de Kreith e Tchobanoglous (2002). Analisando a concentração de Carbono Orgânico Total verifica-se que o lixiviado tem idade inferior a 10 anos, quando se encontra valores de COT menores que 160 mg/L. Ainda assim, pode-se dizer que as características do lixiviado tendem a diminuição do parâmetro COT, indicando um efluente mais maturado e intermediário. O pH obtido no efluente também é um forte indicador da idade do aterro, os valores obtidos são expressos na Tabela 5 com um desvio padrão muito baixo, este resultado indica um pH básico, característico de aterros mais velhos enquadrado nas fases de fermentação ou maturação de decomposição em aterros.

O efluente bruto caracterizado na Tabela 5 foi utilizado para o tratamento de fotocatalise heterogênea com TiO₂, ao passo que o efluente bruto caracterizado na Tabela 6 foi utilizado para o tratamento por foto-Fenton.

Tabela 5 - Caracterização do lixiviado bruto.

Parâmetros	M±DP¹	DPR (%)²
Turbidez (NTU)	213±15	7,20
DQO (mg/L)	5.095±132	2,60
COT (mg/L)	730±78	10,68
pH	8,80±0,06	0,68
Temperatura (°C)	25,30±0,21	0,83

¹Média Aritmética e Desvio Padrão de 3 determinações

²Desvio Padrão Relativo

Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Como parte da metodologia para obtenção da eficiência do tratamento do lixiviado por foto-Fenton é necessária a acidificação do efluente, como indicado por Metcalf e Eddy (2014). Neste trabalho a acidificação do pH a 2,5 foi realizada com a adição do ácido sulfúrico. Na publicação de Brito e Silva (2012) ressalta-se a importância de manter o pH entre 2,5 e 3,0 devido a precipitação do Fe(III). Valores superiores reduzem a produção do radical livre hidroxila, e valores inferiores proporcionam uma alta disponibilidade de H⁺, que formam H₂O, diminuindo a velocidade de degradação.

Tabela 6 - Caracterização do lixiviado bruto acidificado.

Parâmetros	M±DP¹	DPR (%)²
Turbidez (NTU)	121±30	24,38
DQO (mg/L)	4.469±213	4,77
COT (mg/L)	589±19	3,26
pH	2,50±0,10	4,00
Temperatura (°C)	19,47±0,06	0,30

¹Média Aritmética e Desvio Padrão de 3 determinações

²Desvio Padrão Relativo

Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Com a acidificação do efluente, obteve-se a redução dos parâmetros de caracterização, sendo esses adotados como efluente bruto para o tratamento por foto-Fenton

Tratamento 1: Fotocatálise heterogênea de TiO₂

O processo de fotocatálise heterogênea de TiO₂ apresentou um potencial de tratamento satisfatório para o lixiviado estudado, porém com limitações relativas a metodologia empregada no ensaio de bancada devido à falta de imobilização do TiO₂.

Na Figura 3 há um comparativo visual da remoção da coloração do lixiviado bruto. A fotografia foi organizada para que fosse visualizada a comparação dos resultados obtidos com a mesma dosagem de TiO₂ para cada tempo de ensaio delimitado.

Conforme Monteiro (2012), o lixiviado de aterro sanitário possui coloração escura devido às substâncias húmicas presentes. Cahino et al. (2014) ressalta que um dos fatores que devem ser levados em consideração na determinação da eficiência de tratamentos de

efluentes é a redução da cor. De forma geral, todos os ensaios apresentaram visualmente redução de cor, porém Borges (2015) ressalta a importância de imobilizar o catalizador TiO_2 , uma vez que o mesmo além de aumentar os valores de turbidez, contribui para uma interpretação equivocada da redução de cor real no efluente.

Figura 3 - Comparativo visual de redução de cor nos ensaios do tratamento 1.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Os resultados observados no comparativo de concentrações dos ensaios, indicam que nos ensaios com uma maior dosagem de TiO_2 , apresentam um efluente com coloração mais clarificada, ainda que com baixa transparência. Pela interpretação da figura, percebe-se que com maiores tempos de ensaio, obtiveram-se sutis melhorias dos resultados quanto à remoção de cor, demonstrando uma relação direta entre tempo de tratamento e eficiência na remoção de cor.

A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos nos ensaios para os parâmetros de turbidez, COT e DQO. De maneira geral, os ensaios com TiO_2 obtiveram elevados valores de turbidez e reduções dos parâmetros de COT e DQO. Com relação à qualidade dos dados, é possível constatar que existe uma boa precisão dos mesmos, visto que para todos os parâmetros o DPR foi menor que 10%, exceto nos ensaios A1 e B2 no parâmetro de COT.

Tabela 7 - Tabela geral dos parâmetros do tratamento 1.

Ensaio	Turbidez		COT		DQO	
	M±DP ¹ (NTU)	DPR ²	M±DP ¹ (ppm)	DPR ²	M±DP ¹ (ppm)	DPR ²
A1	177±14	7,91	551±59	10,71	2034±42	2,06
B1	295±3	1,02	469±4	0,85	1814±42	2,32
C1	333±7	2,10	457±19	4,16	1735±10	0,58
A2	326±4	1,23	370±33	8,92	1995±14	0,70
B2	442±4	0,90	343±49	14,29	1708±10	0,59
C2	361±8	2,22	346±25	7,23	1795±12	0,67
A3	374±2	0,53	355±29	8,17	1637±39	2,38
B3	370±4	1,08	367±29	7,90	1427±11	0,77
C3	405±2	0,49	376±14	3,72	1662±28	1,68

¹Média Aritmética e Desvio Padrão de 3 determinações

²Desvio Padrão Relativo

Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Em relação à turbidez, a massa do catalisador influencia proporcionalmente as taxas iniciais de reação. A mineralização das substâncias aumenta de acordo com a concentração do catalisador até um valor limite e, acima disso, ocorre um aumento da turbidez que bloqueia a passagem de luz e inibe ou dificulta o desempenho do tratamento de forma geral (SOARES, 2013).

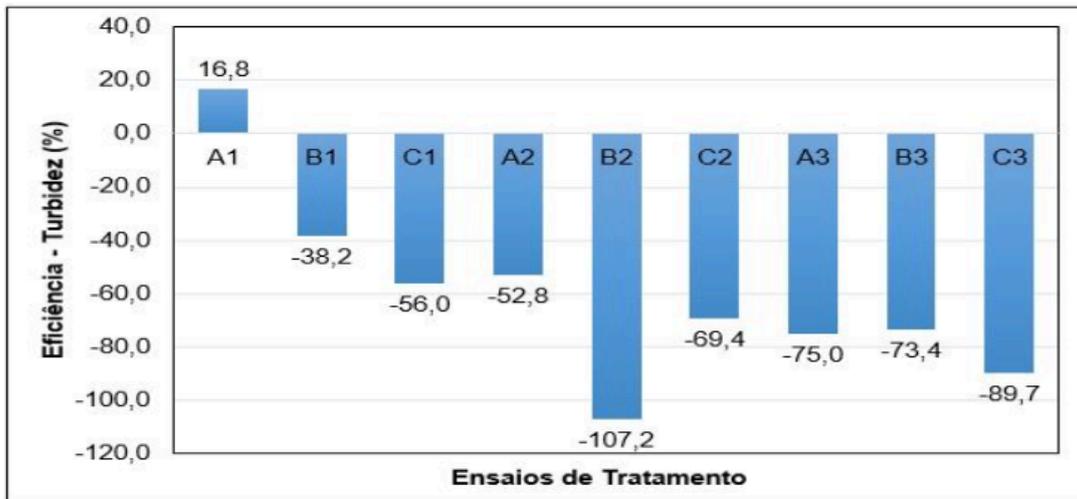
A partir dos dados apresentados na Figura 4, percebe-se que, com exceção do ensaio A1, todos os resultados de eficiência de remoção de turbidez foram negativos. Isto ocorre principalmente devido a não imobilização do TiO₂ para o tratamento. O fato de este catalisador ser excitado apenas por luz UV faz com que o aumento de turbidez afete o desempenho do tratamento (GUZ e RODRIGUES, 2016).

Nos ensaios realizados, percebeu-se que ao passar o tempo de reação a turbidez aumenta para uma mesma dosagem de TiO₂. Observou-se um aumento da opacidade após o tratamento além do acúmulo do catalisador no fundo dos béqueres.

Para o parâmetro de DQO, obteve-se em média 65,5% de eficiência na remoção de DQO nos ensaios de fotocatalise de TiO₂, conforme a Figura 5. Oliveira e Silveira (2011) destacam a influência do pH para melhoria de resultados neste parâmetro, sendo encontrado melhor desempenho de tratamento com pH variando entre 5,6 e 6,4, pois o processo de adsorção/dessorção do catalisador é mais eficiente. Os ensaios foram realizados sem acidificação do pH, isto é, com pH básico de 8,6 obtido durante a caracterização.

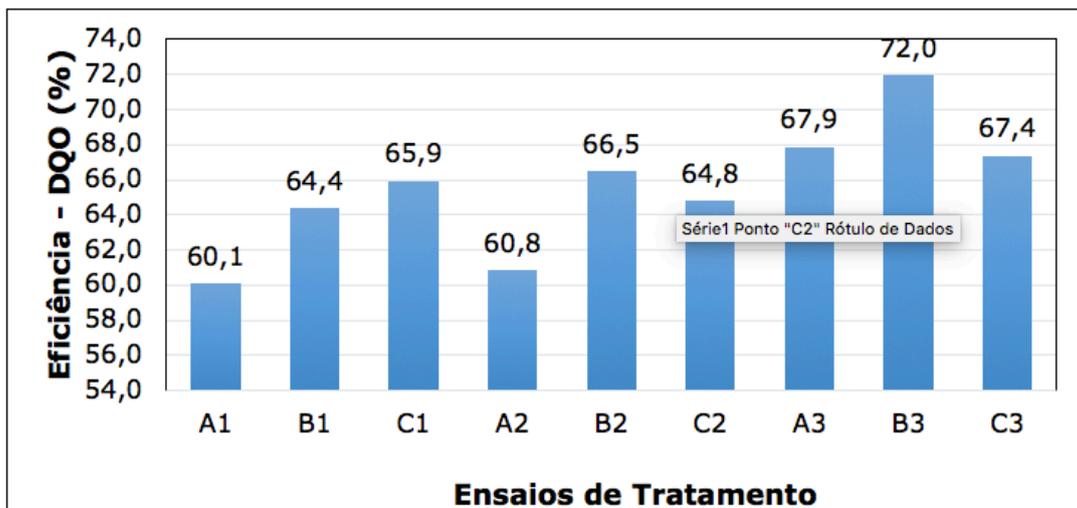
Outros fatores que podem comprometer a eficiência deste parâmetro estão relacionados à concentração do catalisador no efluente, pois o mesmo aumenta a opacidade (aumento de turbidez) do efluente e bloqueia a radiação de agir sob as partículas, ou seja, impedem a ativação pela fonte luminosa, como constatado por Guz e Rodrigues (2016).

Figura 4 - Eficiência de remoção de turbidez no tratamento 1.



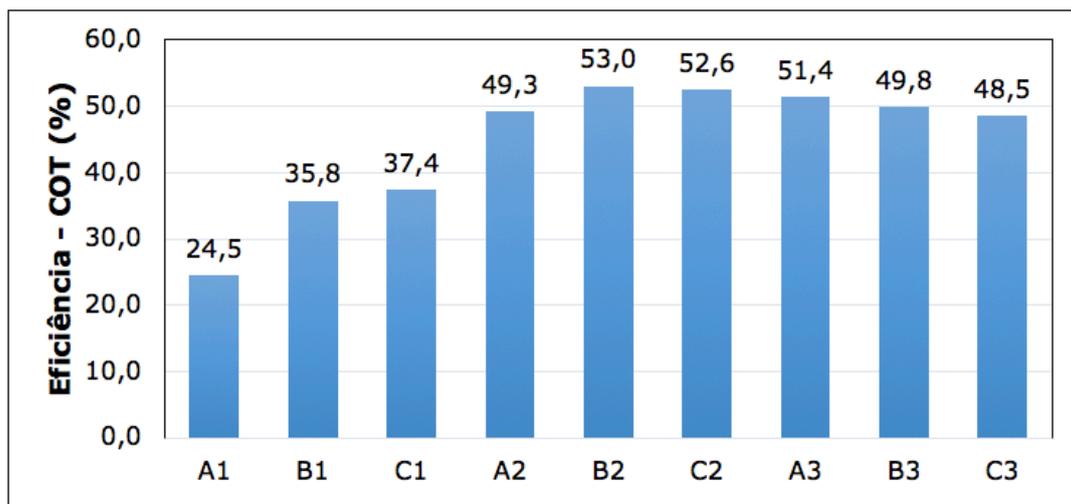
Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Figura 5 - Eficiência de remoção de DQO no tratamento 1.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Figura 6 - Eficiência de remoção de COT no tratamento 1.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

De forma geral, para este parâmetro, os ensaios com 60 minutos de duração (A1, B1, C1) apresentaram menores eficiências, ao passo que os ensaios de 120 e 180 minutos tiveram eficiências muito próximas de remoção. A maior eficiência obtida foi de 72% no ensaio B3. Os resultados para o parâmetro de COT estão demonstrados na Figura 6. Os valores indicam que em um tempo de ensaio de 60 minutos (A1, B1 e C1) há pouca eficiência na remoção de COT. Em 120 e 180 minutos, percebe-se eficiências similares, porém, destaca-se os resultados apresentados nos tempos de 120 minutos, principalmente, B2 e C2, onde houve maior mineralização dos compostos.

Os resultados apresentados no Figura 6 indicam que apesar da inibição da absorvância no tratamento devido ao aumento de turbidez, o TiO_2 confirma bom potencial de degradação da matéria orgânica. Uma vez que a redução deste parâmetro poderia ser maior com um ajuste de pH. Buth, Moro e Lansarin (2009) ressaltam que um pH acima de 6,8, como adotado neste ensaio, faz com que haja repulsão das moléculas orgânicas com os sítios ativos do adsorvente.

O pH é de suma importância nos processos fotocatalíticos, pois influencia na interação do efluente com o óxido utilizado. Nos ensaios realizados o pH não variou consideravelmente comparado ao pH do efluente bruto, o range de resultados variou entre 8,4 e 8,8. Conforme Bekbölet et al. (1996 apud FERREIRA, 2005), a taxa de degradação no processo de fotocatalise heterogênea com TiO_2 é maior em pH 5 e em elevados valores de pH (9 a 11), menores. Os autores associam a influência do pH relacionada à concentração de carbono inorgânico na solução.

A temperatura média se manteve em um range de variação entre 24,5 °C a 26,8 °C. O aumento ou decréscimo nesse parâmetro pode ter influência tanto de fatores internos, como reação e agitação do efluente, quanto da temperatura ambiente, uma vez que os ensaios e caracterização do efluente bruto foram realizados em diferentes dias. Porém, conforme Soares (2013) valores entre 20°C e 80°C são adequados para ação da fotocatalise heterogênea, uma vez que o processo é ativado de forma fotônica e não necessita aquecimento. Valores abaixo deste range diminuem a velocidade de degradação, e acima tornam a adsorção desfavorável.

Wenhua et al. (2000 apud DALPONTE, 2015, p.34) ressaltam que embora a energia de ativação desta reação seja sutilmente afetada com a temperatura a reação redox pode ter

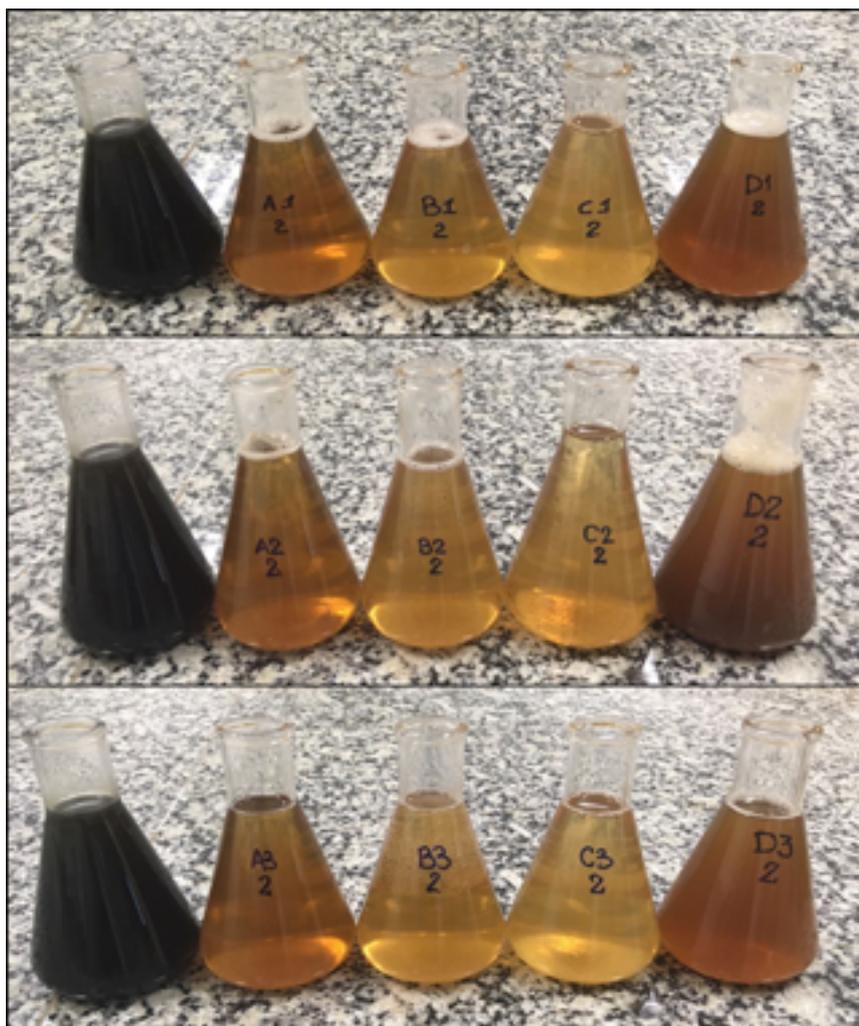
maior influência, uma vez que as colisões de moléculas e equilíbrio de adsorção tem menor ou maior frequência com a temperatura.

Os ensaios de tratamento por TiO_2 apresentaram bom potencial para tratamento do lixiviado, principalmente na remoção de matéria orgânica. Porém, fatores como pH e a imobilização deste catalisador necessitam ser ajustados monitorados para eficiência do tratamento pois têm influência direta na remoção dos principais parâmetros estudados neste trabalho. O catalisador TiO_2 se trata de um pó ultrafino com 50 a 100 nm de tamanho, tal fator dificulta sua imobilização durante tratamento de efluentes, que por sua vez, quando dispersos em meio aquoso impedem a correta passagem dos fótons luminosos dificultando o tratamento.

Tratamento 2: Foto-Fenton

O processo de foto-Fenton apresentou um potencial de tratamento satisfatório para o lixiviado estudado. Na Figura 7 está apresentado um comparativo visual da remoção da coloração do lixiviado bruto. A fotografia foi organizada para que a comparação dos resultados obtidos nas razões molares de ferro e peróxido de hidrogênio para cada tempo de ensaio delimitado fosse visualizada.

Figura 7 - Comparativo visual de redução de cor nos ensaios do tratamento 2



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Com a visualização, pode-se concluir que, aparentemente, houve uma remoção maior da cor nos ensaios em que o tempo de mistura foi maior, como era esperado. No que diz respeito às razões molares, os ensaios com razão molar de 2 (B1, B2 e B3) e 4 (C1, C2 e C3) apresentaram uma maior remoção de coloração, já os ensaios com razão molar 6 (D1, D2 e D3) apresentaram para todos os tempos de mistura uma cor mais próxima a do lixiviado. Os ensaios com razão molar 1 (A1, A2 e A3) apresentaram, como pode ser observado na tabela a seguir, resultados de remoção muito eficientes, porém no que diz respeito à coloração foi possível observar um tom alaranjado que se deve a maior concentração de ferro no tratamento.

É importante ressaltar que esta análise é sumariamente subjetiva, visto que não foi possível realizar o ensaio de cor verdadeira. Também é necessário frisar que os ensaios não foram realizados no mesmo dia, portanto os ensaios B e C que apresentam uma coloração menos escura evidente foram realizados em dias anteriores a fotografia, portanto grande parte das partículas em suspensão decantaram.

Além da análise subjetiva para avaliação da remoção de cor, a Tabela 8 indica três parâmetros importantes analisados nos ensaios realizados: a turbidez, a concentração de carbono orgânico total e a DQO. Na tabela ainda consta um tratamento estatístico que indica o desvio padrão das análises que foram feitas em triplicata e o desvio padrão relativo que corresponde a relação entre a média e o desvio padrão de cada ensaio.

Tabela 8 - Tabela geral dos parâmetros do tratamento 2.

Ensaio	Turbidez		COT		DQO	
	M±DP ¹ (NTU)	DPR ²	M±DP ¹ (ppm)	DPR ²	M±DP ¹ (ppm)	DPR ²
A1	111±9	8,11	174±25	14,37	1947±261	13,41
B1	137±10	7,30	155±4	2,58	1680±250	14,88
C1	150±6	4,00	215±7	3,26	2767±397	14,35
D1	156±5	3,21	401±23	5,74	3187±147	4,61
A2	74±2	2,70	156±23	14,74	1733±291	16,79
B2	92±4	4,35	137±7	5,11	1667±153	9,18
C2	101±3	2,97	231±16	6,93	2727±450	16,50
D2	134±15	11,19	341±4	1,17	3433±170	4,95
A3	60±3	5,00	97±13	13,40	1353±129	9,53
B3	74±2	2,70	112±23	20,54	1287±81	6,29
C3	103±18	17,48	169±20	11,83	2107±395	18,75
D3	121±30	24,79	304±10	3,29	3853±189	0,49

¹Média Aritmética e Desvio Padrão de 3 determinações

²Desvio Padrão Relativo

Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Os valores de turbidez apresentaram resultados estatísticos sem grandes discrepâncias no que diz respeito ao desvio padrão, visto que, com exceção ao ensaio D3, todos obtiveram um desvio padrão relativo menor que 20%. Os valores de turbidez variam de (60±3) NTU, obtido no ensaio mais eficiente que foi o A3, até (156±5) NTU obtido no ensaio D1.

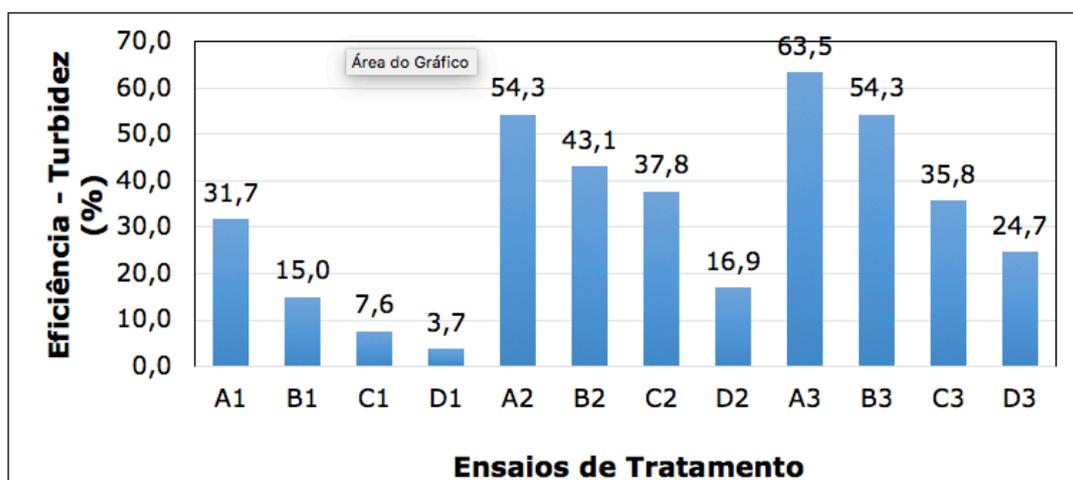
Os valores de COT em ppm também apresentaram uma precisão confiável com valores menores que 20%, com exceção ao ensaio B3. Os valores de COT variaram de (97±13) ppm no ensaio A3 a (401±23) ppm no ensaio D1.

Por fim, os valores de DQO também apresentaram boa precisão com valores de DPR inferiores a 20%, sendo que o maior valor de DQO obtido foi no ensaio D3 com (3853±189) ppm e o menor foi de (1287±81) ppm no ensaio B3.

Diferentemente do ocorrido com a turbidez para o tratamento 1, em que a mistura do TiO_2 não imobilizado contribuiu significativamente para o aumento da turbidez do lixiviado tratado, o processo de foto-Fenton, apesar de contribuir com uma cor de tom alaranjado para o efluente tratado devido a presença de íons de ferro, apresentou uma turbidez com resultados satisfatórios.

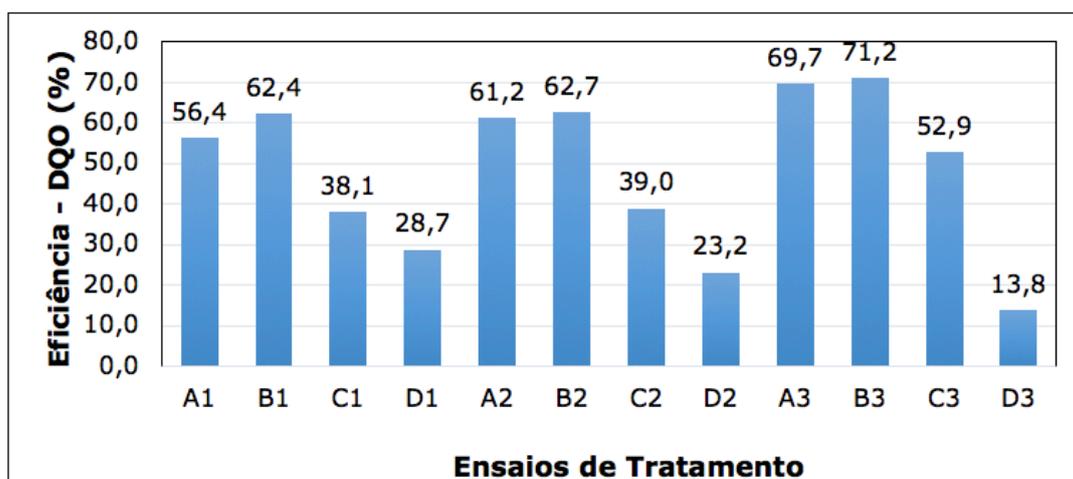
Como pode ser observado na Figura 8, o ensaio A3 obteve a maior taxa de remoção de turbidez em 63,5%. O comportamento da eficiência variou de acordo com o tempo de mistura, em que quanto maior o tempo mais alta a eficiência de remoção e com a razão molar $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$, já que os ensaios com razões molares menores apresentaram eficiências maiores.

Figura 8 - Eficiência de remoção de turbidez no tratamento 2.



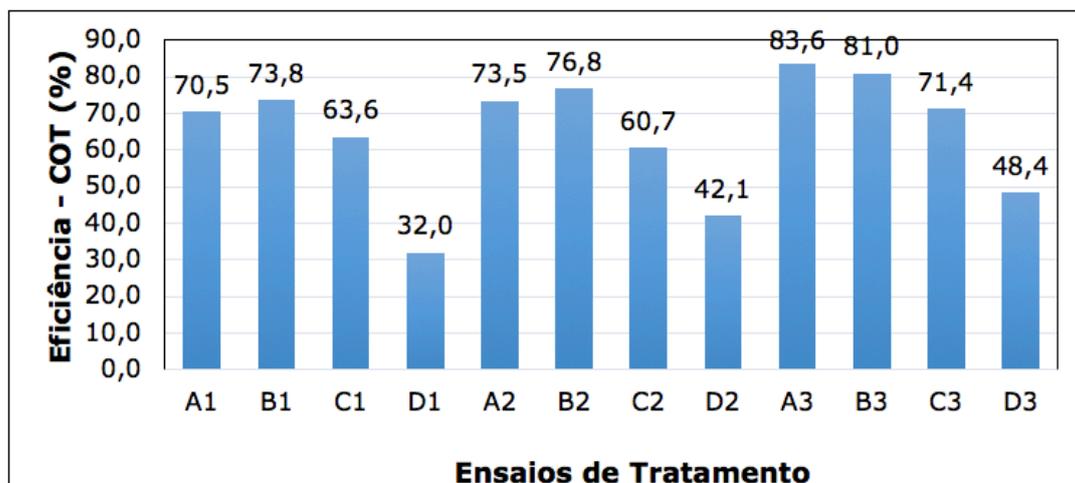
Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Figura 9 - Eficiência de remoção de DQO no tratamento 2.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Figura 10 - Eficiência de remoção de COT no tratamento 2.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

O parâmetro DQO é avaliado a partir das substâncias orgânicas ou inorgânicas que podem ser oxidadas pelo $K_2Cr_2O_7$. É importante ressaltar que substâncias inorgânicas como o nitrito, sulfeto, Fe^{2+} , cloretos, entre outras substâncias podem interferir no resultado final da análise, ainda mais em se tratando de lixiviado de aterro sanitário que em sua composição apresenta nitrogênio amoniacal, cloretos e, geralmente, alta alcalinidade (AQUINO et al., 2006).

No caso do íon Fe^{2+} , a interferência da sua presença na análise da DQO é pequena, visto que este íon quando se encontra em ambiente ácido, como nas condições em que foi realizado esse tratamento, é estável e menos propenso a oxidação (MONTEIRO, 2012).

Na Figura 9, é possível observar que os ensaios que obtiveram maiores eficiências são o A3 e B3, ou seja, os que possuem menor razão molar em um tempo de mistura maior (150 minutos). Este resultado corrobora com os resultados descritos em diversos trabalhos na literatura que colocaram as razões molares $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ entre 1,5 e 2,0 como sendo as mais eficientes para a remoção de DQO no processo de foto-Fenton.

O tratamento foto-Fenton é mais efetivo que o processo de Fenton, porque a fração de matéria orgânica mais fácil de ser degradada é eliminada durante o processo, já os compostos recalcitrantes podem ser completamente ou parcialmente degradados, dependendo da composição do lixiviado, por isso a eficiência esperada para o tratamento é alta (SILVIA et al., 2006).

Os ensaios com o lixiviado devidamente acidificados alcançaram uma remoção máxima de 83,6% no tratamento A3. Os resultados entre os tratamentos com razão molar 1 e 2 apresentaram as eficiências mais altas, aumentando a remoção de COT gradativamente com o tempo de mistura. Portanto, este resultado corrobora com trabalhos como o de Monteiro (2012), em que as melhores eficiências para remoção de COT são obtidas com razão molar $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ entre 1,5 e 2,0.

Como se pode observar na Figura 10, o comportamento das eficiências é bastante semelhante ao comportamento dos resultados obtidos para DQO, apesar de que neste último os valores de eficiência foram menores. Constata-se que há uma gradação entre tempo e eficiência, além disso, as razões molares 1,0 e 2,0 apresentaram resultados mais eficientes.

As maiores eficiências obtidas foram de 83,6% e 81,0% nos ensaios A3 e B3, respectivamente. Já as menores eficiências ficaram em 32% e 42,1% nos ensaios D1 e D2, respectivamente. Portanto, é possível afirmar que nessas condições quanto menor a razão molar e maior o tempo de mistura, os resultados indicam uma maior eficiência na remoção de COT.

Para realizar o tratamento foto-Fenton e obter resultados eficientes foi necessário que o pH do lixiviado fosse acidificado para um valor em torno de 2,5. O lixiviado foi acidificado com ácido sulfúrico até que chegasse ao pH desejado. O pH não teve grandes alterações depois do tratamento já realizado, mesmo com as temperaturas variando entre 17,5 a 21,4°C.

4. Conclusão

Com os ensaios de tratamento realizados e devidamente comparados com os dados de trabalhos semelhantes em literatura, é possível afirmar que os dois processos estudados são adequados para a remoção de matéria orgânica presente no lixiviado de aterro sanitário, levando em consideração que este efluente é bastante diversificado e não apresenta uniformidade na sua composição, ou seja, há bastante variação na composição do lixiviado de aterro para aterro.

O processo de fotocatalise heterogênea de TiO_2 apresentou resultados de eficiência de remoção de COT e DQO em porcentagens satisfatórias, entretanto nos aspectos Cor e Turbidez, houve um aumento dos parâmetros devido a mistura que ocorreu entre o dióxido de titânio e o lixiviado que influiu diretamente no processo, ainda que após o tratamento, o efluente passasse por centrifugação. Este problema pode ser resolvido quando o catalisador é imobilizado em uma placa, facilitando assim a remoção destes parâmetros.

O processo de foto-Fenton apresentou eficiências maiores que o processo fotocatalítico, com eficiências que chegaram a 83% na remoção de COT e 71% na remoção de DQO. O aspecto do lixiviado tratado, diferentemente do processo de fotocatalise, apresentou uma coloração mais alaranjada, devido a presença do ferro na reação, porém pode-se observar que este tratamento reduziu a turbidez e tornou o efluente translúcido.

Recomenda-se que os estudos para tornar o processo de fotocatalise heterogênea com TiO_2 mais eficiente possam estudar as variáveis como o pH, já que este tratamento pode ser aplicado em uma ampla faixa de pH. Além disso, a realização de ensaios em escala piloto que imobilizem o TiO_2 e utilizem a radiação da luz solar podem ser alternativas mais viáveis tanto na eficiência do tratamento quanto nos benefícios ambientais e econômicos. Já para o processo de foto-Fenton, recomenda-se avaliar a efetiva diferença entre o processo de Fenton e o processo de foto-Fenton, além de avaliar o peróxido de hidrogênio residual, o ferro residual e os cloretos que são parâmetros importantes para identificar um panorama geral do efluente tratado.

Referências

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 22 ed., New York, WPCF, 2012.

AQUINO, S. F. de. et al. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 295-304, dez. 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522006000400001&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 25 out. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em 19 mar. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – **ABNT.NBR 9.898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987. BEKBÖLET, M. et al. Photocatalytic detoxification with the Thin-Film Fixed-Bed Reactor (TFFBR): clean-up of highly polluted landfill effluents using a novel TiO₂-photocatalyst. *Solar Energy*, v.56, n. 5, p. 455-69, 1996.

BORGES, S. S. **Imobilização de dióxido de titânio em diferentes suportes para a degradação fotocatalítica de fármacos**. 2015. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2015. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufop.br/handle/123456789/6347>>. Acesso em 22 set. 2018.

BRITO, N. N. et al. Ensaios toxicológicos com sementes para avaliação de tratamento do chorume por Filtração lenta e fotocatalise. **Holos Environment**, v. 10, n. 2, p. 139-152, 2010. Disponível em: <<https://www.cea-unesp.org.br/holos/article/view/2469>>. Acesso em: 12 abr. 2018.

_____. Otimização do processo fotocatalítico heterogêneo para o tratamento de percolado de aterro sanitário. **Eclética Química Journal**. 36. 01, p.01-07, 2011. Disponível em: <<http://revista.iq.unesp.br/ojs/index.php/eletica/article/view/146>>. Acesso em 20 de abr. 2018.

BRITO, N. N.; SILVA, V. B. M. Processo oxidativo avançado e sua aplicação ambiental. **REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, [S.l.], v. 3, n. 1, abr. 2012. Disponível em: <<https://revistas.ufg.br/reec/article/view/17000>>. Acesso em 17 de mar. 2018.

BUTH, D. F.; MORO, C. C.; LANSARIN, M. A. **Degradação fotocatalítica de tetraciclina em solução aquosa empregando TiO₂ suportado**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/18992>>. Acesso em 22 set. 2018.

CAHINO, A. M. et al. Estudo comparativo da redução de cor em lixiviado de aterro sanitário utilizando processos de fotocatalise solar. Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais - IBEAS: **V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. Belo Horizonte - MG. 2014. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2014/IX-020.pdf>>. Acesso em 22 set. 2018.

CAVALCANTI, A. et al. Modelagem neural e análise estatística do processo de degradação de chorume por foto-Fenton solar. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, v. 10, n. 1, p. 89-106, mar. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1341>>. Acesso em 17 mar. 2018.

COELHO, M. G.; SANTOS, L. P.; ANDRADE, S. M. M. A. Utilização dos Processos Oxidativos Avançados (POAs) no tratamento de líquidos percolados provenientes do aterro sanitário de Uberlândia-MG/Brasil. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Cancún, México. **Anais**. Cancún: AIDIS, 2002, p. 1-6.

DALPONTE, I. **Degradação fotocatalítica de tartrazina com TiO₂ imobilizado em esferas de alginato**. 2015. Dissertação (mestrado) - Programa de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/41365>>. Acesso em 15 de out. 2018.

FIGLIANO, M.; SANTOS, E. P.; SCHMACHTENBERG, N. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicação ambiental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, n.1, abr. 2014. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/272705591_Processos_oxidativos_avancados_fundamentos_e_aplicacao_ambiental>. Acesso em 17 mar. 2018.

GUZ, R.; RODRIGUES, M. B. **Associação de sistema biológico do tipo lodo ativado com reatores air lift e fotocatalise heterogênea com TiO₂ para a remediação de efluente oriundo da produção industrial de TNT**. 2016. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Programa de Pós em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016. Disponível em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br/8080/jspui/handle/1/1768>> Acesso em 23 set. 2018.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P (coord.). **Tratamento, disposição e reciclagem de resíduos sólidos, com ênfase no tratamento do lixiviado e tendo em vista a proteção dos corpos d'água**. Rio de Janeiro: PROSAB - 5, v. 5. 2009. cap. 2, p. 26-59. Disponível em: <<http://finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>>. Acesso em 17 mar. 2018.

METCALF, E.; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment and Resource recovery**. 5. ed. Nova Iorque: McGraw Hill, 2014.

MIKLOS, D. B.; REMY, C.; JEKEL, M.; LINDEN, K. G.; DREWES, J. E.; HÜBNER, U. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – A critical review, **Water Research**, vol. 139, n. 1, p. 118-131, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.042>>. Acesso em 17 de set. 2019.

MONTEIRO, L. V. **Estudo da tratabilidade do lixiviado de aterro sanitário pelos processos oxidativos avançados foto-Fenton, ozônio e ozônio combinado com peróxido de hidrogênio**. 2012. 210 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-3008-2012-112336/pt-br.php>>. Acesso em 17 de mar. 2018.

MORAIS, J. L. de. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. 2005. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Exatas, Programa de Pós-graduação em Química. Defesa: Curitiba, 2005.

OLIVEIRA, J. S. S.; SILVEIRA, L. G. Utilização de dióxido de titânio em processos fotocatalíticos para degradação de halofenóis. Vicências: **Revista Eletrônica de Extensão da URI**. vol. 7, n. 12, p. 91 - 104, 2011. Disponível em: <http://www.reitoria.uri.br/~vivencias/Numero_012/artigos/artigos_vivencias_12/n12_09.pdf>. Acesso em 13 out. 2018.

PACHECO, J. R. **Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançado para o tratamento de percolado de aterro sanitário**. 2004. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Exatas, Programa de Pós-graduação em Química. Defesa: Curitiba, 2004. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/649>>. Acesso em 11 abr. 2018.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; DA MOTTA SOBRINHO, M. A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, [S.l.], v. 7, n. 1, p. 204-217, abr. 2012. ISSN 1980-993X. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.815>>. Acesso em 26 abr 2018.

SILVIA, C. E. et al. Avaliação da composição orgânica de percolato submetido aos processos Fenton e Foto-Fenton. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 30, 2006. Punta del Este. **Anais...** Punta del Este: AIDIS, 2006. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR04347_da_Silva.pdf>. Acesso em 13 out. 2018.

SOARES, L. G. **Obtenção por electrospinning e caracterização de fibras nanoestruturadas de TiO₂ e sua aplicação fotocatalítica.** 2013. 70f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/85045>>. Acesso em 22 set. 2018.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, G. F. (editores). **Handbook of Solid Waste Management.** 2. ed. McGraw Hill. 2002. 950 p.