

II-293 - AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE PROCESSOS AVANÇADOS NA REMOÇÃO DE TOXICIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO

Beatriz Gasparini Reis⁽¹⁾

Bióloga pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Saneamento e Recursos Hídricos pela Escola de Engenharia (UFMG).

Miriam Cristina dos Santos Amaral⁽¹⁾

Engenheira Química pela Universidade de Minas Gerais (UFMG). Mestre e Doutora pelo Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Saneamento e Recursos Hídricos pela Escola de Engenharia (UFMG). Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG).

Liséte Celina Lange⁽¹⁾

Química pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre e Doutora em Tecnologia Ambiental pela University of London. Professora associada do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG).

Marco Antônio Herculano dos Santos⁽¹⁾

Graduando em Química Tecnológica no CEFET-MG. Bolsista de Iniciação Científica do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG).

Endereço⁽¹⁾: Av. Antônio Carlos, 6627. Campus Pampulha – Pampulha - Belo Horizonte - MG - CEP: 31270-901 - Brasil - Tel: (31) 3409-1714 - e-mail: bbiagasparini@yahoo.com.br

RESUMO

Apesar de ser uma medida ambientalmente correta para a disposição de resíduos, os aterros sanitários geram um passivo ambiental de grande importância, o lixiviado, que deve ser tratado para evitar a contaminação de solos e corpos d'água. Sua composição bastante variada e presença de muitos compostos recalcitrantes e tóxicos dificulta muito seu tratamento. Os processos tradicionais têm se mostrado insuficientes para atender os padrões impostos pela legislação, destacando-se assim os processos considerados avançados como os processos de separação por membranas (PSM) e os processos oxidativos avançados (POA). A toxicidade é um parâmetro de grande importância para a avaliação da qualidade de efluentes, sendo indispensável em estudos de tratamento de efluentes.

Sendo assim, o presente trabalho analisa a remoção da toxicidade por três diferentes processos avançados: biorreator com membrana (BRM), BRM inoculado com levedura e Fenton associado à microfiltração, todos seguidos por uma etapa de nanofiltração como polimento, no tratamento de lixiviado.

De uma forma geral, todos os processos apresentam altas taxas de remoção dos poluentes (matéria orgânica, cor e nutrientes), sendo o BRM leveduras aquele que apresentou os melhores resultados, porém o único que não alcançou remoção completa da toxicidade.

PALAVRAS-CHAVE: PSM, Membranas, BRM, POA, Fenton, Toxicidade.

INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários têm representado a principal solução para a destinação final dos resíduos sólidos urbanos na maioria dos países em desenvolvimento. É solução mais simples, baixo custo e ambientalmente correta, porém, leva a geração de grandes volumes poluentes como lixiviado que quando não tratados podem contaminar solos e corpos d'água.

Além de conter compostos recalcitrantes, tóxicos e alta carga orgânica, a composição do lixiviado é também bastante diversificada, o que dificulta seu processo de tratamento. No Brasil, os principais sistemas convencionais de tratamento de lixiviados são baseados em processos biológicos. Os processos convencionais de tratamento têm se mostrado insuficientes para o atendimento aos padrões de lançamento, principalmente no caso de lixiviados com características refratárias. Uma alternativa para este tipo de efluente são os tratamentos baseados em técnicas avançadas, tanto por processos biológicos conjugados com processos de separação por membranas (PSM), tais como os biorreatores com membranas (BRM), quanto por processos físico-químicos tais como os processos oxidativos avançados (POA) conjugados ou não com PSM ou PSM como polimento. O

emprego destas técnicas apresenta-se como um processo promissor no campo de tratamento de lixiviados visando não só o enquadramento do efluente, mas também o reuso da água.

Os biorreatores com membranas (BRM) são associações de reatores biológicos com micro ou ultrafiltração e tem sido considerado um dos métodos mais promissores para o tratamento de efluentes. São sistemas compactos e modulares que podem operar com elevada concentração de biomassa e idade do lodo bacteriano, resultando em um sistema de degradação biológica mais eficaz (JUDD, 2006; AHMED & LAN, 2012).

Contudo, o lodo bacteriano apresenta limitações com relação à degradação dos compostos recalcitrantes do lixiviado. Uma configuração alternativa é o BRM com inoculação de leveduras. Os fungos e leveduras apresentam alta capacidade de quebra e assimilação de poluentes de difícil degradação (HARMS *et al.*, 2011) e podem ser promissores no tratamento de lixiviado (WICHITSATHIAN *et al.*, 2004).

Ellouze e colaboradores (2008) testaram quatro espécies distintas de fungos filamentosos no tratamento de lixiviado de aterro na Tunísia e obtiveram resultados satisfatórios quanto à remoção de matéria orgânica, amônia e toxicidade. Porém, os fungos filamentosos podem apresentar desvantagens com relação a sua utilização em BRM, uma vez que a grande quantidade de micélio pode contribuir para o aumento da incrustação nas membranas. Wichitsathian e colaboradores (2004) compararam BRM com lodo bacteriano e BRM com mistura de leveduras e apesar da remoção de matéria orgânica ter sido similar, o BRM com leveduras apresentou melhor desempenho com relação à incrustação. Atribui-se essa vantagem à estrutura celular das leveduras e faz com que estas sejam mais adequadas aos BRM.

Os POA são processos de oxidação rápida e não seletiva via radicais livres. Isso permite a oxidação compostos que outros processos, como por exemplo, processos biológicos, não são capazes. O tratamento de lixiviado por POA se justifica pela presença compostos recalcitrantes, tóxicos e alta relação DQO/DBO, o que dificulta e muitas vezes impossibilita o tratamento biológico. O POA empregando reagente de Fenton tem se mostrado bastante eficiente no tratamento de lixiviado tanto na remoção de cor quanto de compostos orgânicos e tóxicos (DENG & ENGLEHARDT, 2006).

A tecnologia de nanofiltração oferece uma abordagem versátil que permite alcançar diferentes objetivos de tratamento, como controle de contaminantes orgânicos, inorgânicos e biológicos. As membranas de nanofiltração conseguem remover de cerca de 70% de DQO e 50% de amônia (Renou *et al.*, 2008). Apesar dessa eficiência, elas apresentam maiores riscos de incrustação, e por isso são geralmente utilizadas para polimento de efluentes tratados. Isso permite melhorar a qualidade do efluente final sem comprometer tanto a vida útil da membrana.

A toxicidade é um parâmetro importante na avaliação da eficiência de processos de tratamento. Isso porque nem sempre a toxicidade acompanha o padrão de remoção dos parâmetros físico-químicos e um efluente tóxico não obedece nem os padrões de lançamento nem os de reuso e essa inconformidade é indesejada.

Sendo assim, o objetivo desse trabalho é analisar a eficiência de três diferentes processos considerados avançados (BRM convencional, BRM inoculado com a levedura *Saccharomyces cerevisiae* – BRM leveduras, e Fenton-microfiltração associados com nanofiltração para polimento final) na remoção de toxicidade.

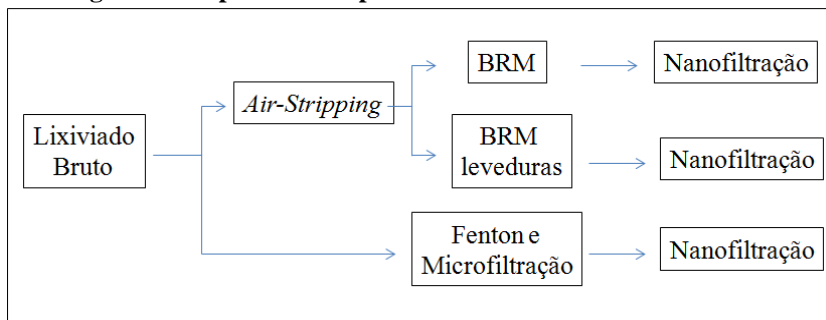
MATERIAIS E MÉTODOS

Para esse trabalho foi utilizado o lixiviado proveniente de um aterro instalado em Minas Gerais que se encontra em operação há 5 anos.

Para a caracterização físico-química são realizadas análises de pH, cor, condutividade, demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), fósforo total, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, cloretos e alcalinidade. Para os tratamentos que envolvem biorreatores (BRM e BRM leveduras, e suas respectivas etapas de nanofiltração), são ainda realizadas análises de nitritos e nitratos. Todas essas análises são realizadas segundo recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Três processos distintos foram analisados para o tratamento desde lixiviado: (a) biorreator com membranas (BRM), seguido de nanofiltração, (b) biorreator com membranas inoculado com levedura (BRM leveduras), seguido de nanofiltração, e (c) Fenton com microfiltração, também seguido por nanofiltração. É importante ressaltar que antes dos dois primeiros processos (BRM e BRM leveduras), o lixiviado bruto passa por uma etapa de *air-stripping*. Todas as etapas referentes a esses processos de tratamento são esquematizadas na figura abaixo (Fig. 1):

Figura 1: Etapas dos três processos de tratamento do lixiviado.



Algumas condições operacionais importantes dos sistemas acima citados encontram-se listados nas tabelas abaixo:

Tabela 1: Condições operacionais dos sistemas BRM, BRMleveduras e Fenton-MF.

	BRM	BRM lev		Fenton-MF
TDH	48 horas	48 horas	pH da reação	3,0
Idade do lodo	Infinita	Infinita	Tempo de reação	30 minutos
pH de operação	7,0 – 8,0	3,0 – 4,0	Razão molar $[H_2O_2]/[Fe]$	13
Volume do reator	3.000m ³	3m ³	$[H_2O_2]/g$ DQO	1,7
Tipo de membrana	Fibra oca	Fibra oca	Tipo de membrana	Fibra oca
Tipo de módulo	Submerso	Submerso	Tipo de módulo	Submerso
Tamanho médio dos poros	0,45 µm	0,45 µm	Tamanho médio dos poros	0,45 µm
Retrolavagem	15 segundos a cada 15 minutos	15 segundos a cada 15 minutos		

Legenda: BRM: Biorreator com membrana; BRMlev: BRM inoculado com leveduras; MF: Microfiltração; $[H_2O_2]$: Concentração de peróxido de hidrogênio; $[Fe]$: Concentração de Ferro.

O processo de *air stripping* é realizado sem ajuste de pH durante 48 horas. Para o polimento final dos efluentes utilizou-se uma membrana convencional de nanofiltração NF90 DowFilmtech adotando-se pressão de 5,0 bar para efluentes dos biorreatores e 7,5 bar para efluente do sistema de POA.

Semanalmente são coletadas amostras de lixiviado bruto e de lixiviado tratado após cada etapa dos três diferentes processos.

Os testes de toxicidade aguda são realizados utilizando a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* e a macrófita *Lemna minor*. Os bioensaio com *V. fischeri* são realizados com dose única máxima (81,9%) utilizando o equipamento Microtox® Model 500 Analyser. Os testes são conduzidos segundo recomendações do fabricante e de acordo com norma técnica da CETESB L5.227 (SÃO PAULO, 2001). Os resultados são expressos em $EC_{50\ 30\ min}$, que representa a porcentagem da diluição inicial (% v/v) que causa 50% de redução na luminescência em 30 minutos de contato, e analisados conforme norma ABNT:NBR 15411-3 (BRASIL, 2006). Valores de EC_{50} maiores que 81,9 indicam amostras não tóxicas. O cultivo e testes utilizando *L. minor* são realizados de acordo com a norma Guideline 221 (OECD, 2006), os quais são realizados em triplicata e os resultados expressos em $EC_{50\ 7\ dias}$.

A eficiência de remoção é calculada para cada parâmetro após cada etapa de tratamento, e ao final de cada processo é calculada uma taxa de eficiência de remoção global.

RESULTADOS

A Tabela 1 apresenta os dados preliminares de caracterização do lixiviado nas diversas etapas dos três tratamentos. Esses dados são referentes a 10 semanas de amostragem, contemplando alguns dos parâmetros estudados.

Tabela 2: Caracterização do lixiviado nas diferentes etapas dos processos de tratamento.

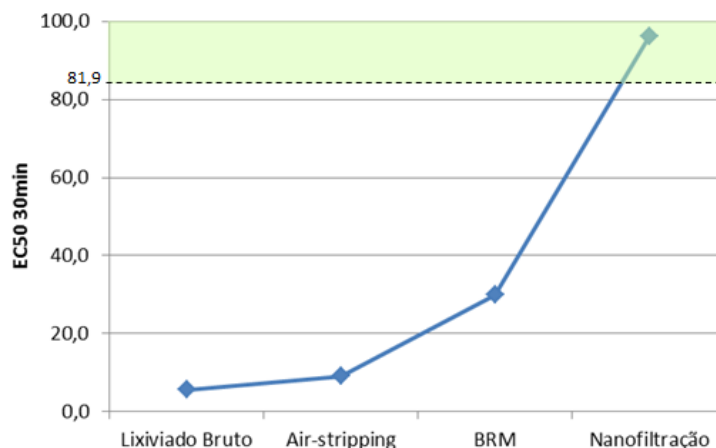
	Lixiviado	Air-Stripping	BRM			BRM leveduras			POA-PSM		
			BRM	BRM-NF	Efic.	BRMlev	BRMlev-NF	Efic.	Fenton/MF	Fenton/MF-NF	Efic.
DQO (mg/L)	4184	4490	3238	465	89%	1568	95	98%	1666	182	96%
COT (mg/L)	1130	1193	730	12	99%	620	50	96%	469	71	94%
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	1476	635	448	131	91%	308	51	97%	775	301	80%
Nitritos (mg/L)	0,2	9,3	675	352	↑	1,4	3,7	↑	-	-	-
Nitratos (mg/L)	2,7	3,2	235	131	↑	238	125,3	↑	-	-	-
Fósforo total (mg/L)	27	20	18	2,3	91%	22	0,8	97%	0,8	0,3	99%
Cloretos (mg/L)	2503	3657	2966	672	73%	2031	371	85%	2393	2344	6%
EC50 30min	4,6	9,8	14,6	> 81,9	100%	1,7	11,8	*	> 81,9	> 81,9	100%

Legenda: POA: Processos oxidativos avançados; PSM: Processos de separação por membranas; BRM: Biorreator com membrana; BRMlev: BRM inoculado com levedura; NF: Nanofiltração; MF: Microfiltração; Efic.: Eficiência global; ↑: não houve remoção, mas acréscimo; *: remoção muito pequena.

Observa-se que para todos os sistemas de tratamentos houve remoção de toxicidade. A remoção de toxicidade geralmente está ligada à remoção de matéria orgânica. Durante o tratamento, muitos compostos são degradados e muitos deles são tóxicos. Na medida em que são destruídos, a toxicidade do efluente decresce. Porém, nem toda a matéria orgânica é completamente degradada nos processos de tratamento, bem como a fração orgânica não é a única fração que confere toxicidade ao efluente. Isso faz com que a toxicidade apresente comportamento bastante variado. Para os três tratamentos analisados nesse estudo, os resultados de toxicidade foram muito distintos.

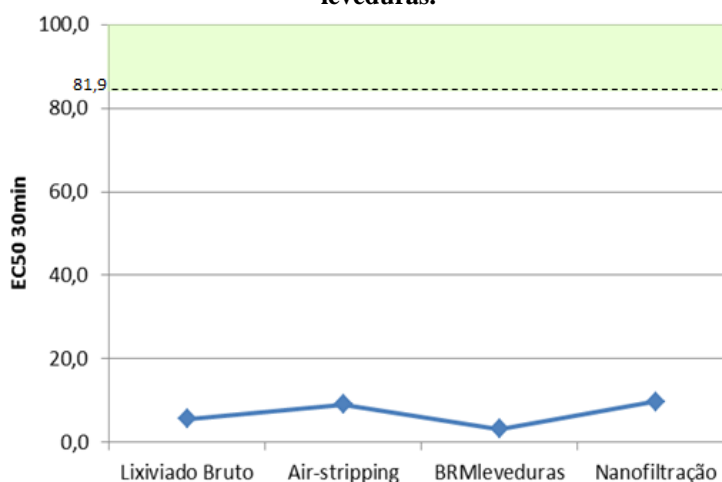
O sistema de BRM/NF alcançou remoção final de toxicidade de 100% e essa remoção se mostrou ser de forma gradual (Fig. 2). Na primeira etapa, *air-stripping*, já se observa ligeira remoção de toxicidade. Na etapa do BRM em si, a EC₅₀ vai de 9,8 a 14,6 e, após a nanofiltração (NF), esse valor sobe para mais de 81,9, o que caracteriza remoção completa da toxicidade. O tratamento biológico sozinho não é capaz de alcançar altas taxas de remoção de toxicidade (Gotvajin *et al*, 2011), mas a conjugação desse processo com membranas torna o sistema mais promissor e eficaz. A etapa de nanofiltração foi crucial para a total remoção de toxicidade nesse sistema.

Figura 2: Evolução da toxicidade nas diferentes fases do sistema de tratamento baseado no BRM de lodo bacteriano.



Por outro lado, o sistema de BRM leveduras/NF apresenta um comportamento da toxicidade completamente diferente (Fig. 3). Após a remoção de toxicidade pelo air-stripping, a etapa de tratamento pelo BRM leveduras apresenta aumento da toxicidade, com decréscimo da EC_{50} de 9,8 para 1,7. Isso torna o permeado do BRM leveduras ainda mais tóxico que o lixiviado bruto. Estudos apontam para a baixa eficiência dos processos biológicos na remoção de toxicidade (Gotvajin *et al* 2011), mas não para o aumento desta. Após a etapa de nanofiltração, observa-se remoção de toxicidade e o valor da EC_{50} sobe para 11,8, mas que ainda caracteriza um efluente muito tóxico.

Figura 3: Evolução da toxicidade nas diferentes fases do sistema de tratamento baseado no BRM leveduras.



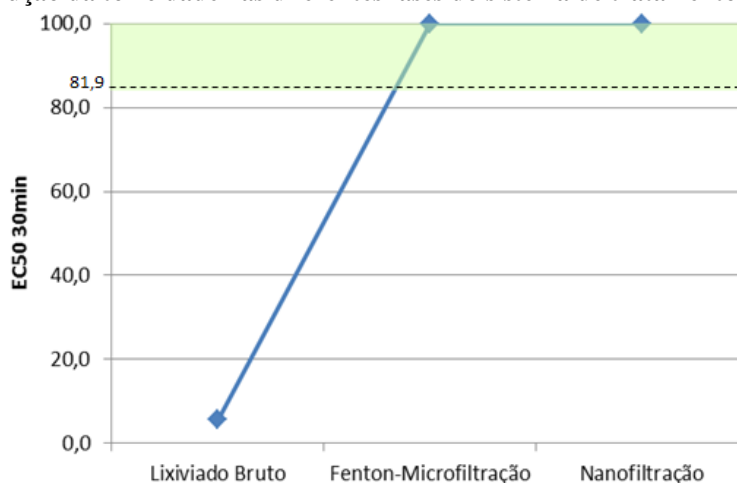
Pablos e colaboradores (2011) apontam para a amônia, DQO e cloretos como parâmetros físico-químicos potencialmente tóxicos. Porém, as concentrações de amônia na alimentação do BRM leveduras são maiores que as concentrações no permeado. Da mesma forma, a concentração de DQO nesse biorreator é quase a metade observada no BRM com lodo bacteriano, que não apresentou tal toxicidade. O mesmo vale para os cloretos, que apresentam menor concentração no BRM leveduras do que nos outros dois processos estudados. Dave e Nilsson (2005) concluíram que o aumento da toxicidade em lixiviados após sua degradação era causada pelos nitritos. Porém, os níveis de nitrito no BRM leveduras são significativamente menores que no BRM com lodo bacteriano, que não apresentou aumento da toxicidade.

Sendo assim, as análises físico-químicas realizadas nesse estudo não explicam o comportamento da toxicidade no BRM leveduras. Isso demonstra a importância de se realizar testes ecotoxicológicos. Vários autores já apontaram que a toxicidade é capaz de fornecer mais informações a respeito da qualidade do lixiviado do que as

análises físico-químicas isoladamente (Pivato & Gaspari, 2006; Marttinen *et al*, 2002) e esse resultado exemplifica bem essa afirmação.

O processo de Fenton-MF/NF, por sua vez, apresenta um comportamento singular da toxicidade, uma vez que esta foi removida já na primeira etapa do processo (Fig. 4). A EC_{50} do lixiviado passa de 4,6 (no lixiviado bruto) para acima de 81,9 após a etapa de Fenton-MF. Isso significa que o processo atingiu a remoção total da toxicidade logo na primeira etapa.

Figura 4: Evolução da toxicidade nas diferentes fases do sistema de tratamento Fenton-MF/NF.



Esses resultados corroboram com os resultados obtidos por Gotvajn e colaboradores (2009), que relatam o Fenton como processo que se mostrou mais eficiente no tratamento de lixiviado, alcançando também altas taxas de remoções de toxicidade, chegando a 100%. E também estão de acordo com Derco e colaboradores (2010) que constataram que a razão molar $[H_2O_2]/[Fe]$ de 1:13, a mesma utilizada nesse estudo, foi a mais eficiente e que apresentou remoção completa da toxicidade.

Conforme observado por Gotvajn e colaboradores (2011), muitas vezes os POA podem gerar efluentes mais tóxicos que os originais pela oxidação de compostos a subprodutos que conferem mais toxicidade que os compostos originais. Oxidantes residuais, como o peróxido de hidrogênio utilizado na reação, também podem ser causadores de toxicidade. A completa remoção de toxicidade após reação de Fenton obtida nesse estudo destaca a elevada eficiência desse processo e sugere duas constatações importantes: (a) a dosagem de oxidantes (reagentes) não está superestimada e (b) espécies tóxicas não estão presentes no efluente final, ou seja, não houve oxidação de compostos a subprodutos mais tóxicos.

De uma forma geral, todos os processos de tratamento apresentaram resultados satisfatórios no tratamento de lixiviado, com taxas de remoção dos parâmetros físico-químicos que, em sua maioria, variam de 80 a 99%.

A rota de tratamento envolvendo BRM com lodo bacteriano apresentou bom desempenho, alcançando remoção de DQO de 89% e 91% para nitrogênio amoniacal e fósforo. O BRM inoculado com levedura apresentou desempenho ainda melhor, com remoção de 98% de DQO e 97% para nitrogênio amoniacal e fósforo total. Esses resultados estão de acordo com Marttinen e colaboradores (2002), que observaram remoção de DQO acima de 90% quando processos biológicos foram associados com processo de nanofiltração.

Wichitsathian e colaboradores (2004) também constataram melhor desempenho do biorreator com leveduras se comparado com um biorreator de lodo bacteriano. Porém, a remoção de matéria orgânica foi semelhante para os dois biorreatores. Os resultados obtidos nesse estudo diferem dos resultados encontrados por esses pesquisadores, uma vez que a remoção DQO no permeado do BRM leveduras foi aproximadamente o dobro daquela observada no BRM com lodo bacteriano. O melhor desempenho do BRM leveduras é observado também para os outros parâmetros físico-químicos, o que sugere fortemente que esse biorreator seja mais eficiente no tratamento de lixiviado.

Ao contrário dos outros parâmetros, observa-se um aumento das concentrações de nitrito e nitrato nos efluentes de ambos os biorreatores. Esse resultado é esperado uma vez que ambos são sistemas aeróbios, o que leva à oxidação da amônia (nitrificação), e a desnitrificação não ocorre devido à ausência de ambientes anóxicos.

Para ambos os reatores observa-se aumento dos níveis de nitratos e nitritos. Esses resultados eram esperados, uma vez que nos biorreatores aeróbios os microrganismos realizam processo de nitrificação, removendo a amônia do efluente e convertendo-a a espécies oxidadas de nitrogênio. Altos níveis de nitritos e nitratos evidenciam que o processo de nitrificação ocorreu no sistema.

É importante ressaltar que a toxicidade apresentada por lixiviados tem intensa relação com a concentração de amônia (Pivato & Gaspari, 2006). Elevadas concentrações dessa espécie no efluente faz com que o tratamento biológico seja impossibilitado. Nesse aspecto, o *air-stripping* é de grande importância já que apresentou uma eficiência de remoção de 57% de nitrogênio amoniacal. Isso não só faz a toxicidade diminuir, como proporciona condições ideais para o tratamento biológico nos biorreatores.

O nitrogênio amoniacal também é removido posteriormente nas outras fases do processo de tratamento, tanto pelos biorreatores (pelo processo de nitrificação já discutido) quanto pela nanofiltração. O BRM leveduras foi o que apresentou melhor eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (52%) se comparado ao BRM (29%). A nanofiltração ainda é responsável pela remoção de 71 a 83% do nitrogênio amoniacal presente nos permeados dos biorreatores.

A configuração alternativa de BRM utilizando inóculo de leveduras parece ser então um sistema promissor que tem se mostrado muito eficiente. Porém, apresenta alguns inconvenientes, como por exemplo, as oscilações de pH necessárias. O BRM leveduras opera em faixas de pH ácido (3,0 – 4,0) e após o tratamento é preciso elevar novamente o pH para faixa neutra (pH = 7,0). Essas oscilações acarretam custos adicionais com reagentes (ácidos e bases), contribuindo para o aumento do custo do processo.

Outro inconveniente importante é a não remoção completa da toxicidade. Por mais que o efluente do BRM leveduras apresente ótimos resultados com relação às análises físico-químicas, a alta toxicidade do efluente final inviabiliza seu lançamento em corpos d'água e restringe o seu reuso.

Apesar de consistirem em sistemas de tratamento completamente diferente, o desempenho do sistema de BRM leveduras e do processo de Fenton/MF se assemelham muito, exceto para os valores de cloretos. O sistema de POA associado a membranas apresenta eficiências de remoção muito altas, principalmente para DQO (96%) e fósforos totais (99%).

Os POA/Fenton também compartilham a desvantagem de custos operacionais. As oscilações de pH também são necessárias para otimização da reação (pH = 3,0) e para precipitação dos sais de ferro e remoção do lodo (pH = 7,0). Além disso, o Fenton ainda requer gasto com outros reagentes como o peróxido de hidrogênio e sulfato de ferro, necessários para que ocorra a reação, o que eleva ainda mais seu custo.

CONCLUSÕES

Todos os tratamentos apresentaram remoção de toxicidade ao longo do processo. O BRM de lodo bacteriano e o Fenton foram os tratamentos que apresentaram os maiores valores de remoção de toxicidade, alcançando a remoção completa. É possível observar um papel importante da etapa de *air-stripping* na remoção de amônia, o que permite boas condições para o processo biológicos dos biorreatores. Assim como a etapa de nanofiltração que foi de extrema importância no polimento dos efluentes finais, que de uma forma geral apresentaram qualidade elevada. O BRM leveduras foi a configuração que apresentou maior eficiência no que diz respeito aos parâmetros físico-químicos, gerando apenas maior concentração de nitritos e nitratos no efluente final. Mais dados devem ser analisados para uma discussão mais ampla e conclusões mais concretas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos órgãos de fomento à pesquisa FAPEMIG, CAPES e CNPq pelo apoio e colaboração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
2. AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: a review. *Desalination*, v. 287, p. 41–54, 2012.
3. BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT:NBR 15411-3: “Ecotoxicologia aquática - Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente) - Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas. Brasil, 2006.
4. DAVE, G. & NILSSON, E. Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite. *Aquatic Toxicology* n. 73, p. 11–30, 2005.
5. DENG, Y. & ENGLEHARDT, J. D. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water research*, v. 40, i. 20, p. 3683 – 3694, 2006.
6. DERCO, M.; ALOUI, F.; SAYADI, S. Detoxification of Tunisian landfill leachates by selected fungi *Journal of Hazardous Materials*, n. 150, p. 642–648, 2008.
7. ELLOUZE, M.; ALOUI, F.; SAYADI, S. Detoxification of Tunisian landfill leachates by selected fungi *Journal of Hazardous Materials*, n. 150, p. 642–648, 2008.
8. GOTVAJN, A. Z.; TISLER, T.; ZAGORC-KONCAN, J. Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials* n. 162, p. 1446–1456, 2009.
9. GOTVAJN, A. Z.; ZAGORC-KONCAN, J.; COTMAN, N. Fenton’s oxidative treatment of municipal landfill leachate as an alternative to biological process. *Desalination*, v. 275, p. 269-275, 2011.
10. HARMS, H.; SCHLOSSER, D.; WICK, L. Y. Untapped potential: exploiting fungi in bioremediation of hazardous chemicals. *Nature Reviews – Microbiology*, v. 9, p. 177-192, 2011.
11. JUDD, S. The MBR Book. Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment. Elsevier, 2006.
12. MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R. M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, n. 46, p. 851–858, 2002.
13. OECD (Organization For Economic Cooperation And Development). *Lemna* sp. Growth Inhibition Test. In: GUIDELINE for testing of chemicals, 2006.
14. PABLOS, M. V.; MARTINI, F.; FERNANDEZ, C.; BABIN, M. M.; HERRAEZ, I.; MIRANDA, J.; MARTINEZ, J.; CARBONELL, G.; LAN-SEGUNDO, L.; GARCIA-HORTIGUELA, P.; TARAZONA, J. V. Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. *Waste Management* n. 31, p. 1841–1847, 2011.
15. PIVATO, A. & GASPARI, L. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. *Waste Management* n. 26, p. 1148–1155, 2006.
16. RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* n. 150, p. 468–493, 2008.
17. SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Norma técnica L5.227: “Teste de toxicidade com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*: método de ensaio”. São Paulo, 2001.
18. WICHITSATHIAN, B.; SINDHUJA, S.; VISVANATHAN, C.; AHN, K. H. Landfill leachate treatment by yeast and bacteria based membrane bioreactors. *Journal of Environmental Science and Health part A - Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, v. 39, n. 9, p. 2391-2404, 2004.