

II-486 – REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, COMPOSTOS ESPECÍFICOS E TOXICIDADE EM EFLUENTE DE CELULOSE KRAFT POR REATOR DE LEITO MÓVEL – MBBR

Camila Peitz⁽¹⁾

Graduanda em Química pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Claudia Xavier⁽¹⁾

Bacharel e Licenciada em Química pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Química Inorgânica pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Doutora em Ciências Ambientais pela Universidade Concepción (UDEP). Professora nas áreas de Química Ambiental e Tratamento de Efluentes Líquidos Industriais (UTFPR).

Endereço⁽¹⁾: Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Rua Deputado Heitor Alencar Furtado, 4900 – Curitiba – Paraná – CEP 81280-340 – Brasil – Tel: +55 (41) 3279 4575 - e-mail: camilapeitzo@gmail.com

RESUMO

A indústria de celulose utiliza de 30 a 60 m³ de água para cada tonelada de celulose produzida, o que gera de grandes volumes de efluente. Em geral, esse efluente apresenta altas concentrações de demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO₅), cor e toxicidade. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o tratamento de efluente Kraft contendo fitoesteróis através do Reator Biológico de Leito Móvel (MBBR) e as remoções de matéria orgânica, compostos específicos e toxicidade em *D. magna*. O tratamento biológico ocorreu durante 125 dias, com a adição dos fitoesteróis β -sitosterol e Estigmasterol em 2mg.L⁻¹ de cada um no efluente de indústria de celulose Kraft. O efluente foi caracterizado segundo a: DBO₅, DQO, cor, compostos fenólicos totais e biomassa aderida e suspensa no reator MBBR. Os efeitos de toxicidade foram avaliados durante o tratamento biológico através de testes agudos e crônicos seguindo as normas NBR 12.713, OECD e a ASTM. A eficiência de remoção de matéria orgânica foi maior para as cargas menores (0,6 e 1,2 kg.m⁻³.d⁻¹) alcançando em média 41,63 e 93,2% de remoção de DQO e DBO₅ respectivamente. Para as maiores cargas (4,0 e 9,0 kg.m⁻³.d⁻¹) a eficiência de remoção de DQO e DBO₅ foi inferior, em média, 3%, apresentando o reator MBBR como um sistema estável. O maior valor de remoção de cor foi de 4,6%, obtido na COV 0,6 kg.m⁻³.d⁻¹. A eficiência de remoção dos compostos fenólicos foi crescente em relação às cargas aplicadas chegando a 36,2% para a carga mais alta. Sobre a biomassa aderida ao meio suporte, esta variou de 6 a 23g.L⁻¹, quanto à biomassa em suspensão no reator sua concentração foi relativamente baixa, variando de 510 a 1230mg.L⁻¹, com razão SSV/SST próxima de 0,73. Também se verificou que o Efluente tratado não apresentou efeito de toxicidade aguda. Com relação aos efeitos crônicos, os ensaios permitiram determinar CEO de mais de 30% no Efluente tratado, valor superior ao Afluente que foi de até 20%. Em geral, efeitos inibidores de crescimento, reprodução e longevidade não foram observados para concentrações de até 40% do Efluente tratado por MBBR.

PALAVRAS-CHAVE: Celulose Kraft, Toxicidade, Fitoesteróis, MBBR.

INTRODUÇÃO

No PIB-industrial nacional a indústria brasileira da madeira contribuiu com cerca de 6 % em 2013. Esse ramo da indústria compõe o segmento de papéis de madeira, pisos laminados, celulose, papel, etc. As exportações somaram cerca de 8 bilhões de dólares, o equivalente a 3% das exportações nacionais. Sendo que esse ramo da indústria projeta investimentos de cerca de 53 bilhões de dólares até 2020 para o setor. Com uma área plantada de cerca de 7,2 milhões de hectares, 37 % são destinados a indústria de papel e celulose (IBÁ, 2015).

Dentre as características das indústrias de celulose tem-se o alto consumo de água em seus processos. Onde, em média, são consumidos entre 30 a 60 m³ de água por tonelada de celulose produzida, o que consequentemente acaba por gerar grandes volumes de efluentes (BUYUKKAMACI; KOKEN, 2010; BACHMANN, 2009; DEL GRANDE, 2004).

Em geral, o efluente é abundante em matéria orgânica oriunda das altas concentrações de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda biológica de oxigênio (DBO₅), além de apresentar alto teor de sólidos suspensos

(SS), resinas ácidas, ligninas, enxofre, cor e toxicidade (ARAÚJO; TAVARES; COSSICH, 2010; KREETACHAT *et al.*, 2007).

Para o tratamento de efluentes industriais, as técnicas desenvolvidas têm como objetivo a remoção de matéria orgânica, cor e toxicidade. Para tanto, tratamentos biológicos com sistemas de aeração, como lodos ativados e reatores de leito móvel (MBBR, do inglês: *Moving Bed Biofilm Reactor*), são os mais utilizados para este fim, sendo eficientes para as remoções de matéria orgânica e toxicidade (XAVIER *et al.*, 2011).

Com a evolução da indústria esses sistemas de tratamento também evoluíram, assim, o desenvolvimento do Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR) é proporcional a um sistema de fluxo contínuo que faz uso de meios suporte para disponibilizar superfície de adesão para a biomassa microbiana. Os meios-suporte são mantidos em circulação pelo reator com auxílio de um misturador ou de um sistema de aeração, para manter contato em toda a massa líquida (MINEGATTI, 2008).

Após o tratamento do efluente, torna-se essencial o monitoramento deste, visando sua correta destinação para preservação do meio ambiente, para isso são necessários, além das análises físico-químicas, testes ecotoxicológicos (SAAR, 2002).

Testes de toxicidade são ferramentas úteis para avaliar a qualidade de cargas de efluentes, uma vez que somente as análises físico-químicas tradicionalmente realizadas (DQO, DBO, etc.) não são capazes de distinguir, entre as substâncias, quais afetam os ecossistemas dos corpos receptores (RIBO, 1997). Estes testes são realizados sob condições experimentais específicas e controladas, sendo utilizados para estimar a toxicidade de substâncias, efluentes industriais e amostras ambientais (águas ou sedimentos). Nesses ensaios, os organismos-testes são expostos a diferentes concentrações da amostra e os efeitos tóxicos produzidos sobre eles são observados e avaliados (DORNFELD, 2002; PARANÁ, 2010; RONCO; BÁEZ; GRANADOS, 2004).

Na literatura existem vários trabalhos sobre a toxicidade de efluente de indústria de celulose, os estudos foram realizados com fungos, bactérias, enzimas, microcrustáceos e diferentes tipos de peixes para avaliar genotoxicidade e toxicidade aguda e crônica. O tratamento destes efluentes por processos físico-químicos, biológicos ou avançados pode diminuir a toxicidade parcial (>14,5% de remoção) ou completamente (100% de remoção) (GRÖTZNER, 2014).

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o tratamento de efluente Kraft contendo fitoesteróis através do reator MBBR e as remoções de matéria orgânica, compostos específicos e toxicidade em *D. magna*.

METODOLOGIA UTILIZADA

O efluente utilizado foi gentilmente cedido por uma indústria de celulose, onde foi coletado antes do tratamento biológico. Após coleta, o efluente foi caracterizado pelos seguintes parâmetros: DBO₅, DQO (APHA, 1998) cor e compostos fenólicos (FIELD e LETTINGA, 1987; SIERRA-ALVAREZ *et al.*, 1990). Sua caracterização média relativa a 3 coletas de efluente está apresentada na Tabela 1.

| Tabela 1: Caracterização do efluente de celulose Kraft | |
|--|---------------|
| Parâmetros | Valores* |
| DQO (mg.L ⁻¹) | 1050 ± 429,2 |
| DBO ₅ (mg.L ⁻¹) | 219 ± 56,3 |
| Cor (VIS ₄₄₀) | 0,58 ± 0,16 |
| Compostos Fenólicos Totais (mg.L ⁻¹) | 277,26 ± 51,2 |

*n=3

Também foi caracterizada a biomassa do reator MBBR durante sua operação. As amostras de biomassa aderida foram analisadas por adequação do método de REIS (2007) e as amostras de biomassa em suspensão no reator segundo APHA (2005).

O tratamento biológico ocorreu em reator de fluxo contínuo, com 1L de capacidade e com meios suportes AMB (área específica de 850 m².m⁻³) para biomassa microbiana e a adição dos fitoesteróis β-sitoesterol e

Estigmasterol em 2 mg.L^{-1} de cada um no efluente de celulose Kraft. A operação do reator MBBR deu-se em 4 estágios, onde o tratamento ocorreu durante 125 dias, distribuído como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2: Operação do reator MBBR

| Estágio | COV ($\text{kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$) | Tempo de Operação (dias) | TDH*(horas) |
|---------|--|--------------------------|-------------|
| 1 | 0,6 | 20 | 20 |
| 2 | 1,2 | 55 | 10 |
| 3 | 4,0 | 42 | 5 |
| 4 | 9,0 | 8 | 3 |

*Tempo de Detenção Hidráulica

As amostras dos testes de toxicidade foram obtidas do tratamento por MBBR. Utilizou-se efluente bruto (Afluente) e efluente tratado por MBBR (Efluente). As avaliações dos efeitos de toxicidade aguda e crônica nos Afluentes e Efluentes foram feitas para cada Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada. Os efeitos agudos foram avaliados de acordo com a norma NBR 12.713 de Ecotoxicologia Aquática com o organismo *D. magna* (ABNT, 2009), sendo estimados pelo Fator de Toxicidade (FT). Os efeitos crônicos foram avaliados também empregando *D. magna*, por exposição de 21 dias em concentrações abaixo da CE_{50} , de acordo com o guia da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 2012) e o guia para testes de Toxicidade e ciclo de vida da *Daphnia magna* da American Society for Testing and Materials (ASTM, 1988).

Os testes crônicos foram considerados válidos quando alcançavam sobrevivência de 80% dos organismos-teste e o número de neonatos superior a 60, ao final do ensaio nos controles.

O crescimento foi avaliado pela medição do comprimento dos organismos ao final do teste de 21 dias. Considerou-se o comprimento total do indivíduo o comprimento da cabeça até o final da carapaça, conforme Figura 1.

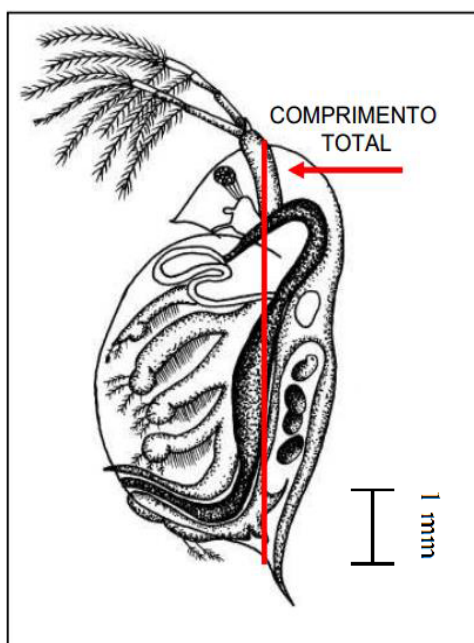


Figura 1: Medida do Comprimento total de *D. magna*. (Adaptado de Brentano e Lobo, 2003).

Para os resultados dos ensaios de toxicidade aguda, foi aplicado o Teste t para análises de diferença entre duas médias. No teste crônico, aplicaram-se os testes Tukey e Dunnett para estimar os valores de CENO (Concentração de Efeito Não Observado) e CEO (Concentração de Efeito Observado). Para as análises estatísticas dos dados utilizou-se BioStat 2008 e o programa Estatístico da Universidade Federal de São Carlos (TESTE TUKEY – UFSCar, 2014). O nível de confiança adotado foi o de 95%, e foram considerados significativos os resultados com um valor de $p < 0,05$.

A longevidade foi avaliada para *D. magna* através do acompanhamento da sobrevivência dos organismos ao final do ensaio de 21 dias, expressando o parâmetro em número de daphnias sobreviventes após 21 dias (ASTM, 1988).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E COMPOSTOS ESPECÍFICOS

Na Figura 2 são apresentados os resultados do tratamento do efluente Kraft em reator MBBR, conforme suas COV's. Nela se observa que o reator MBBR mostrou eficiência média de 40% de remoção de DQO ao longo da operação, mesmo com cargas elevadas, onde a remoção de DQO mostrou redução de pouco mais de 5% com relação à média de remoção.

Avaliando a remoção de DBO_5 , houve diminuição média de 91% em sua concentração no efluente, havendo um decréscimo de 5% para a COV $9,0 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Comparado com resultados de outros autores, se verificam remoções semelhantes. Em Villamar *et al.* (2009) foram encontrados remoções de 88%, em Vanzetto (2012) em torno de 92%, apresentando uma diferença média menor que 4% nas COV's aplicadas, o que configura com a estabilidade do sistema de reator MBBR.

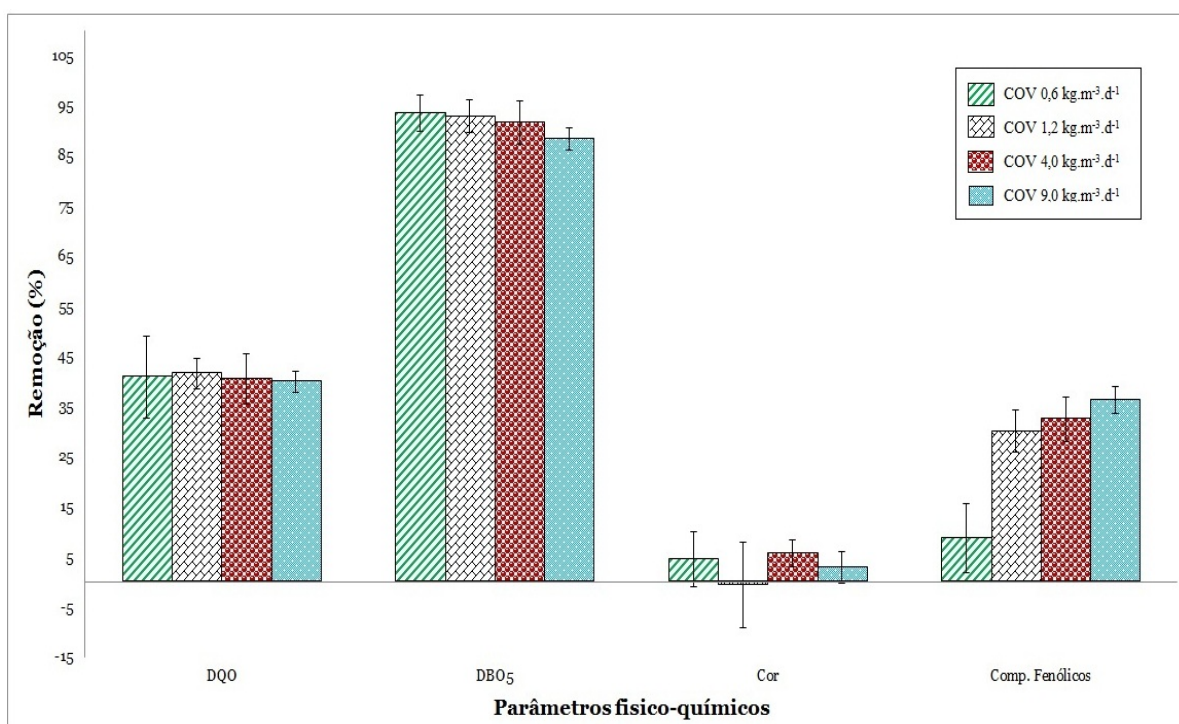


Figura 2: Remoções obtidas no MBBR tratando efluente de celulose Kraft.

A remoção de cor foi mais homogênea ao longo do experimento e nas distintas cargas com média de 3,2 %. Segundo Larrea e colaboradores (1989), um mecanismo para a remoção de cor ocorreria pela policondensação-adsorção das estruturas da lignina, que ocorreria simultaneamente com um mecanismo de formação de cor filtrável devido à oxidação bioquímica de alguns grupos funcionais da lignina.

Na Figura 2, também é mostrada a remoção para compostos fenólicos totais. Sendo mais removidos em cargas maiores, como $9,0 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, em 36,2%. Mesmo considerando a variabilidade do efluente, o sistema apresenta potencial para remoção desses compostos considerados tóxicos (XAVIER *et al.*, 2011).

Em Nakhli *et al.* (2014) encontraram-se valores de remoção de compostos fenólicos de até 99 % para tratamento de efluente industrial em água salina por MBBR no tempo de detenção de 24 horas, sendo que com o aumento do tempo de detenção as remoções caem drasticamente. Em Villamar *et al.* (2009) encontram-se valores de remoção de compostos fenólicos de até 18,6% para tratamento com MBBR de efluente Kraft para

cargas 0,24 a 0,39 kg.m⁻³.d⁻¹. Como em Vanzetto (2012) as remoções foram diminuindo conforme se aumentou a carga orgânica aplicada (até 9,0 kg.m⁻³.d⁻¹). Sendo diferente para os valores obtidos neste trabalho para tratamento de efluente Kraft contendo fitoesteróis.

Comparando este com outros tratamentos biológicos por MBBR sem a adição de fitoesteróis (VANZETTO, 2012), as remoções de DQO mostraram-se superiores 13 % em média. Entretanto para remoção de DBO₅, não se verificaram diferenças, com relação a remoção de cor, não houve grandes discrepâncias entre os tratamentos por MBBR com e sem a adição de fitoesteróis.

ANÁLISES DA BIOMASSA

Sobre a biomassa aderida ao meio suporte, esta variou de 6 a 23 g.L⁻¹. Isto pode ser explicado pela grande quantidade de substâncias poliméricas extracelulares presentes na superfície do suporte (VANZETTO, 2012). Quanto à biomassa do reator, tem-se que a concentração de sólidos em suspensão no efluente do reator foi relativamente baixa, variando de 510 a 1230 mg.L⁻¹ (Figura 3). A relação SSV/SST para os sólidos suspensos foi próxima de 0,73 ao final do tratamento, indicando que o lodo em suspensão é pouco estabilizado na COV 9,0 kg.m⁻³.d⁻¹.

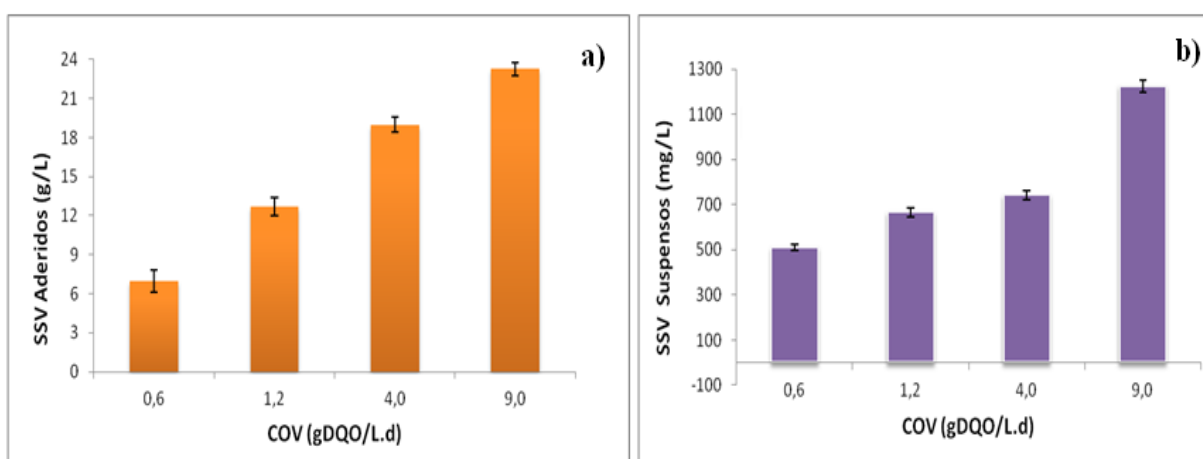


Figura 3: a) Sólidos Aderidos e b) Suspensos do Reator MBBR.

Na Figura 3 se verifica que a taxa de crescimento da biomassa aderida é maior que da biomassa suspensa, em torno de 18 vezes maior.

REMOÇÃO DE TOXICIDADE

Os testes de toxicidade aguda e crônica foram aplicados para todas as cargas orgânicas volumétricas, tanto para Afluente como para Efluente do reator MBBR. Dentre os testes realizados houve efeito agudo apenas para o Afluente da COV 9,0 kg.m⁻³.d⁻¹, (FT=2). O efeito crônico foi avaliado por 3 parâmetros: reprodução, crescimento e longevidade. Para estes utilizaram-se concentrações inferiores a CE₅₀, variando entre 5% e 40%. Os ensaios crônicos foram validados, pois apresentaram mortalidade abaixo de 20% e o número de neonatos superior a 60 nos controles, como mostra a Figura 4.

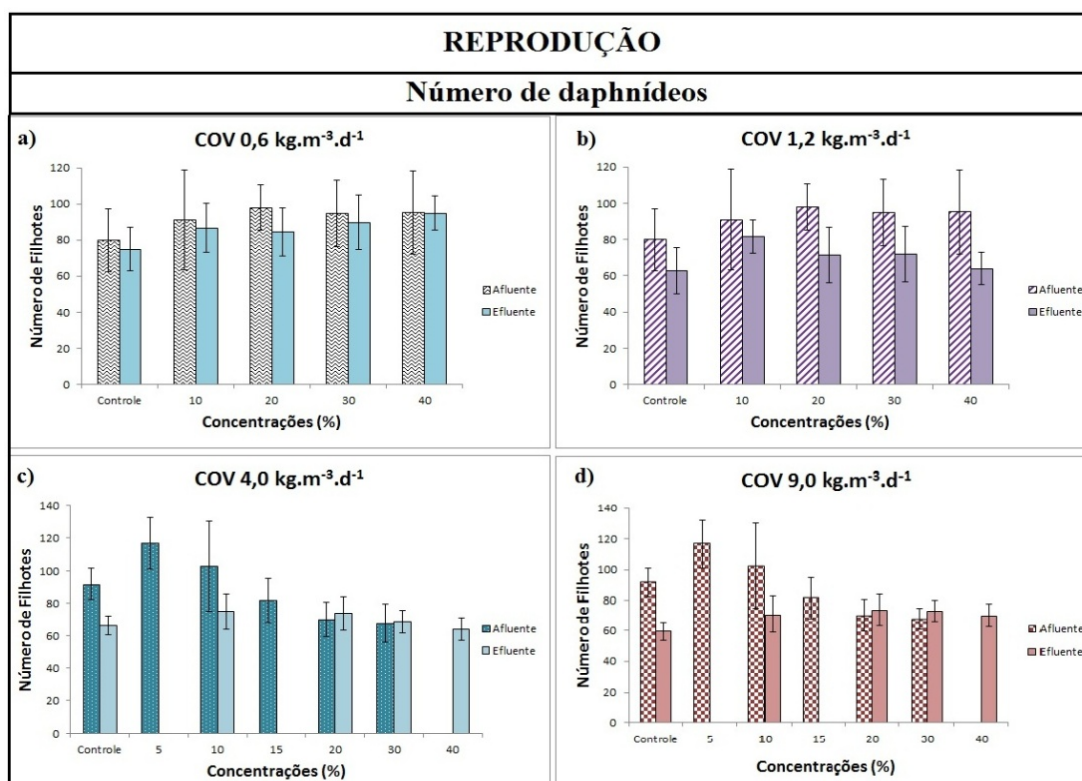


Figura 4: Média de reprodução de *D. magna* em efluente tratado por MBBR em todas as COV's.

O crescimento foi avaliado ao final do teste, medindo-se os organismos da cabeça até ao final da carapaça. Os resultados e seus respectivos desvios são apresentados na Figura 5, onde se compara o comprimento médio dos organismos.

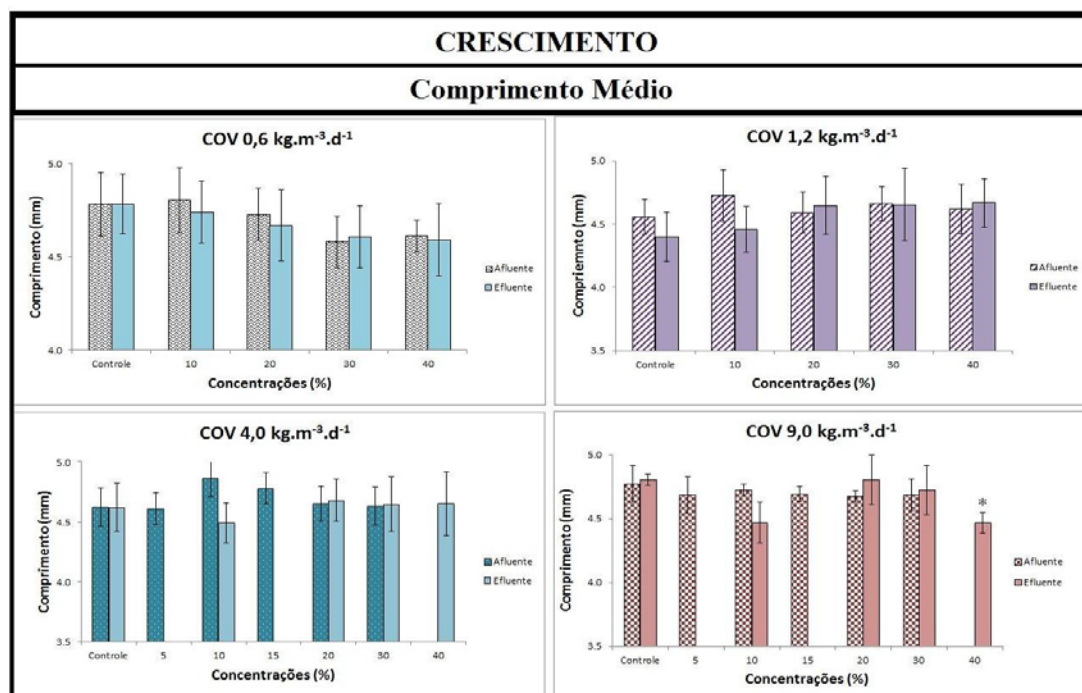


Figura 5: Média de crescimento de *D. magna* em efluente tratado por MBBR em todas as COV's.

O tratamento do efluente por MBBR não produziu efeitos significativos no crescimento dos neonatos expostos, com exceção dos organismos expostos ao Efluente tratado por MBBR na COV 9,0 kg.m⁻³.d⁻¹ na concentração de 40% (*).

A reprodução foi avaliada pelos valores de CENO e CEO, apresentados na Tabela 3, junto aos seus respectivos valores de FT. Foi possível verificar que após o tratamento por MBBR a CENO aumentou de 15 para 20% e 30% para as cargas maiores, indicando redução dos efeitos crônicos.

Tabela 3: Valores do Fator de Toxicidade (FT), CENO e CEO*** para reprodução em efluente Kraft tratado por reator MBBR.**

| Estágio | COV (kg.m ⁻³ .d ⁻¹) | Tipo | FT | CENO (%) | CEO (%) |
|---------|--|----------|----|----------|---------|
| 1 | 0,6 | Afluente | 1 | 30 | 40 |
| | | Efluente | 1 | 40 | >40 |
| 2 | 1,2 | Afluente | 1 | 30 | 40 |
| | | Efluente | 1 | 40 | >40 |
| 3 | 4,0 | Afluente | 1 | 15 | 20 |
| | | Efluente | 1 | 20 | 30 |
| 4 | 9,0 | Afluente | 2 | 15 | 20 |
| | | Efluente | 1 | 30 | 40(*) |

Nota: (*) Efeito sobre crescimento. **Concentração de Efeito Não Observado. ***Concentração de Efeito Observado.

A longevidade é o tempo de vida do organismo no curso do ensaio, sendo que em todos os testes foi alcançado sobrevivência de até 80% dos organismos-teste, como mostra a Tabela 4, na qual estão descritos os valores de mortandade para cada COV e suas respectivas concentrações aplicadas.

Tabela 4: Número de mortes dos organismos-teste nos testes crônicos.*

| Concentração (%) | COV (kg.m ⁻³ .d ⁻¹) | | | | | | | |
|------------------|--|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | 0,6 | | 1,2 | | 4,0 | | 9,0 | |
| | Afluente | Efluente | Afluente | Efluente | Afluente | Efluente | Afluente | Efluente |
| Controle | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| 5 | -** | - | - | - | 0 | - | 0 | - |
| 10 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 15 | - | 2 | - | - | 0 | - | 0 | - |
| 20 | 1 | - | 1 | 1 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| 30 | 2 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 |
| 40 | 1 | 0 | 1 | 1 | - | 0 | - | 0 |

*n=10. ** Concentração não aplicada no teste crônico.

Verificou-se pela Tabela 4 uma relação entre as mortes dos organismos-teste e os valores de CEO mais próximos a 20% e 30%.

CONCLUSÕES

A eficiência de remoção de matéria orgânica foi melhor para as cargas menores aplicadas alcançando 41,63 % e 93,2 % de remoção média de DQO e DBO₅, respectivamente para COV de 0,6 e 1,2 kg.m⁻³.d⁻¹. Para as maiores COV aplicadas 4,0 e 9,0 kg.m⁻³.d⁻¹ a eficiência de remoção de DQO e DBO₅ foi de 40,32 % e 89,55 % em média respectivamente. Não apresentando grandes discrepâncias com as COV mais baixas, apresentando o MBBR como um sistema estável. O maior valor de remoção de cor foi de 4,6 %, obtido na menor COV aplicada 0,6 kg.m⁻³.d⁻¹. A eficiência de remoção dos compostos fenólicos foi melhor para as cargas mais altas, sendo que as remoções foram graduais, partindo de 8,8 % na COV 0,6 kg.m⁻³.d⁻¹ até 36,41 % para a COV 9,0 kg.m⁻³.d⁻¹.

Com os estudos realizados se permite observar que a presença de fitoesteróis ao tratamento biológico do efluente Kraft por MBBR não afetou negativamente a remoção de matéria orgânica e compostos específicos.

Após o tratamento por MBBR o Efluente não apresentou efeito de toxicidade aguda. Com relação aos efeitos crônicos, os ensaios permitiram determinar CEO de mais de 30 % no Efluente tratado, valor superior ao Afluente que foi de até 20 %. Efeitos inibidores não foram identificados para concentrações de até 40 % do Efluente, salvo o observado para o Efluente da carga mais alta. Para o crescimento foi constatado um efeito para o Efluente referente à COV $9,0 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, na qual ocorreu uma redução no tamanho dos daphnídeos expostos.

AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem ao apoio do CNPq, Fundação Araucária, UTFPR, a indústria de celulose, por ceder o efluente para estudos e demais colaboradores.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.713: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia spp.* (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, p. 16, 2009.
2. ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. *Standard guide for conducting life-cycle toxicity tests with Daphnia (Crustacea, Daphnidae)*, 1988.
3. APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION in Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19^o ed., Washington: American Public Health Association, 2005.
4. ARAÚJO, A. L. P.; TAVARES, C. R. G.; COSSICH, E. S. Lodo Ativado sequencial na indústria de papel e celulose. **Revista Hydro**, n^o 48, p. 42-45, 2010.
5. ARENZON, A.; PEREIRA NETO, T. J., GERBER, W. **Manual sobre toxicidade de efluentes industriais**. Porto Alegre: CEP SENAI de artes gráficas Henrique d'Ávila Bertaso, 2008.
6. BACHMANN, D. L.. Benchmarking ambiental na indústria de celulose e papel. **Revista: O Papel**, v. 70, n^o 6, p. 57-61, 2009.
7. BRENTANO, D. M.; LOBO, E. A.. Biomonitoramento de caráter ecotoxicológico no Vale do Rio Pardo, RJ, Brasil. **Revista Tecnológica**, Volume 7(2), p. 85-95, 2003.
8. BUYUKKAMACI, N.; KOKEN, E. Economic evaluation of alternative wastewater treatment plant options for pulp and paper industry. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 6070–6078, 2010.
9. DEL GRANDE, M. H.. **Racionalização do Uso de água na Indústria de Celulose: O Caso Bahia Pulp**. Mestrado Profissional em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo. Escola Politécnica. Universidade Federal da Bahia – UFBA, 2004.
10. DORNFELD, C. B. **Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)**. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
11. FIELD, J. A.; LETTINGA, G. The methanogenic toxicity and anaerobic biodegradability of a hydrolysable tannin. **Water Research**, v. 21, p. 367 – 374, 1987.
12. GRÖTZNER, M. B. **Tratamentos de efluente de processo de polpa quimiotermomecânica CTMP**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, UTFPR – Curitiba - PR, 2014.
13. IBÁ – Indústria Brasileira de Árvores – Dados & Fatos. <<http://www.bracelpa.org.br/web/pt/dados-fatos/>> - Acessado em 12 de Janeiro de 2015.
14. KREETACHAT, T.; DAMRONGSRI, M.; PUNSUWON, V.; VAITHANOMSAT, P.; CHIEMCHASRI, C.; CHOMSURIN, C. Effects of ozonation process on lignin-derived compounds in pulp and paper mill effluents. **Journal of Hazardous Materials**, v.142, p. 250–257, 2007.
15. LARREA, L., FORSTER, C.F, MELÉ, D. Changes in lignin during diffused air activated sludge treatment of kraft effluents. **Water Research**, v. (9), 1073–1080, 1989.
16. MINEGATTI, D. V. O. De. Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR). **XII, COPPE/UFRJ, MSc., Engenharia Civil**, p. 91, 2008.
17. NAKHLI, S. A. A., AHMADIZADEH, K., FERESHTEHNEJAD, M., ROSTAMI, M. H., SAFARI, M., BORGHEI, S. M.. Biological removal of phenol from saline wastewater using a moving bed biofilm reactor containing acclimated mixed consortia. **Springerplus**, p. 7, 2014.
18. OECD – Organization for Economic Co-operation and Development (OECD/OCD). Test-211 – *Guidelines for the testing of chemicals – Daphnia magna Reproductions*, 2012.

19. PARANÁ – Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução 081/2010. Dispõe sobre Critérios e Padrões de ecotoxicidade para o Controle de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná. Curitiba, 2010.
20. REIS, G. G.. Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR). Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Química – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.
21. RIBO, J. M.. Interlaboratory Comparison Studies of the Luminescent Bacteria toxicity bioassay. Environmental Toxicology and Water Quality, Volume 12, p. 283, 1997.
22. RONCO, A.; BÁEZ, M. C. D.; GRANADOS, Y. P. Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas - Estandarización, Intercalibración, Resultados y Aplicaciones; MORALES, G. C., ed.; **Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo: Cap. 1**, Ottawa, 2004.
23. SAAR, J. H. **Biotestes para efluentes industriais – Ameaça ou solução?**. Umwelt – Assessoria Ambiental. Artigo Técnico, 2002.
24. SIERRA-ALVAREZ, R.; HARBRECHT, J.; KORTEKAAS, S.; LETTINGA, G. The continuous anaerobic treatment of pulping wastewater. **Journal of Fermentation and Bioengineering**, v. 70, p. 119 – 127, 1990.
25. TESTE TUKEY – UFSCar, Ciências Agrárias. < <http://www.cca.ufscar.br/servicos/teste-de-tukey/> >
26. VANZETTO, S. C. **Estudos de viabilidade de tratamento de efluente de indústria de celulose kraft por reator biológico com leito móvel (MBBR)**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, UTFPR – Curitiba - PR, 2012.
27. VILLAMAR C. A., JARPA M.; DECAP J., VIDAL G.. Aerobic moving bed bioreactor performance: a comparative study of removal efficiencies of kraft mill effluents from Pinus radiata and Eucalyptus globulus as raw material. **Water Science & Technology**. v. 59, Issue 3, p. 507-514, 2009.
28. XAVIER, C.R.; OÑATE, E.; MONDACA, A. M.; CAMPOS, L. J., VIDAL, G. Genotoxic effects of kraft pulp mill effluents treated by biological aerobic systems. **Interciencia**, v. 36, p. 412 – 416, 2011.