

ESTUDO DA BIOTRATABILIDADE DE EFLUENTES SETORIAIS DE UMA FÁBRICA DE CELULOSE KRAFT BRANQUEADA POR SISTEMA DE LODOS ATIVADOS

Leonard de A. Batista, Claudio M. Silva, Nívea M. Vieira, Leidiane S. Santos, Gustavo R. Rodrigues.
Universidade Federal de Viçosa, Brasil

RESUMO

O crescimento acelerado da indústria de celulose Kraft branqueada no Brasil, implicou também no aumento de sua influência na poluição de corpos hídricos. Grande parte deste setor utiliza sistemas biológicos para tratamento de seus efluentes hídricos, que apresentam certa vulnerabilidade à alguns componentes químicos utilizados nesse processo industrial. O presente trabalho teve por objetivo o estudo da biotratabilidade e do potencial tóxico de componentes como: dióxido de cloro; peróxido de cloro; bissulfito de sódio; e lixiviado das cinzas da caldeira de recuperação. Tal avaliação deu-se em sistemas de lodos ativados operando em fluxo intermitente. A operação do experimento foi constituída de 22 ciclos de 24h, e um total de 3 cargas de choques aplicadas com um intervalo de 5 dias em média. O estudo constatou variações significativas na remoção de DQO, concentração de SST, IVL e turbidez após a aplicação do segundo choque, além da mortandade de protozoários e micrometazoários nos reatores em que foram aplicados dióxido de cloro, peróxido de hidrogênio e bissulfito de sódio. Os resultados permitem inferir no poder tóxico que tais compostos possuem à comunidade microbiana do sistemas de lodos ativados, além da verificação da ausência de tal fenômeno na aplicação do lixiviado das cinzas da caldeira de recuperação.

Palavras-chave: *Dióxido de cloro; Peróxido de hidrogênio; Lixiviado das cinzas; Toxicidade; Lodos ativados.*

1.INTRODUÇÃO

O Brasil encontra-se atualmente entre os principais produtores de celulose Kraft branqueada do mundo, sendo tal atividade uma potencial fonte de poluição ao meio ambiente. A produção de pasta celulósica consome cerca de 28 a 60 m³/tsa, sendo que tal consumo vem sendo diminuído com os processos de recirculação de águas (BRACELPA, 2010; MIELE, 2007).

Devido ao alto grau de recirculação e recuperação de águas promovido nas últimas décadas, o principal constituinte do efluente geral de uma fábrica de celulose é proveniente da etapa de branqueamento. Os processos de branqueamento, sejam estes o convencional, o ECF (Elemental Chlorine Free), ou o TCF (Totally Chlorine Free), utilizam diversos tipos de oxidantes para a extração da lignina residual (MIELE, 2007).

O efluente geral enviado à ETE de uma indústria de celulose Kraft caracteriza-se, em geral, pela presença de organoclorados (resultantes do uso de reagentes clorados no processo convencional e ECF), alto teor de sólidos suspensos, elevada cor e pela alta carga orgânica presente nestes. Alguns efluentes setoriais, por sua vez, podem possuir características distintas e potencialmente perigosas ao sistema de tratamento biológico, e conseqüentemente à qualidade da água de corpos receptores (MIELE, 2007).

Caso ocorra a falta de controle do pH nos estágios de branqueamento, o aumento da utilização de oxidantes (em momentos de transição de sequência ou de matéria-prima), ou a diminuição do tempo de retenção hidráulica na torres, é percebida a presença residual de oxidantes no efluente proveniente do branqueamento (DALVI, 2002).

O poder de toxicidade de oxidantes utilizados no processo de branqueamento como o dióxido de cloro e o peróxido de hidrogênio em microorganismos constituintes de águas residuárias e na microbiota de sistemas de lodos ativados é relatado por diversos autores, resultando na

desagregação de flocos biológicos e mortalidade de microorganismos (Dalvi, 2002; Larisch & Duff, 1997; Narkys & Cott, 1991; Bernarde *et. al.*, 1965). A neutralização do cloro residual presente nos efluentes pode ser realizada através da adição de bissulfito de sódio (NaHSO_3), porém apesar da diminuição do potencial oxidante, o residual de cloro pode ainda ser agressivo à comunidade microbiana (EPA, 2000; Bian *et. al.*, 2009; Yonkos *et. al.*, 2009).

Estudos revelam que para cada tonelada de celulose processada têm-se 1,908g de K retidos no processo industrial e posteriormente enviados à ETE (FREDDO *et. al.*, 1999). Tal composto é retido na caldeira de recuperação após a queima do licor negro, posteriormente o efluente originado da lixiviação das cinzas da caldeira é enviado a um precipitador eletrostático, que tem por finalidade a remoção de sais de Cl e K do efluente a ser recirculado, possuindo eficiência de remoção acima de 90% (ALBERT, 1996; SATURNINO *et. al.* e JARETUN & ALY). Tal composto pode vir a constituir em severas ameaças ao sistema de lodos ativados, afetando a sedimentabilidade e a desidratação do lodo biológico (CARBERRY & TENNEY, 1973; MURTHY & NOVAK, 1998).

A comunidade microbiana do sistemas de lodos ativados é basicamente compostas de bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. Os micrometazoários são comumente representados por nematóides, anelídeos, rotíferos e tartígrados. A densidade e diversidade de micrometazoários e protozoários no sistema de lodos ativados pode ser utilizada como indicador biológico de toxicidade ao sistema (JENKINS *et. al.*, 1993).

O presente trabalho tem por objetivo estudar a toxicidade e a biodegradabilidade de efluentes contendo cargas pontuais de dióxido de cloro, peróxido de hidrogênio, bissulfito de sódio e lixiviado das cinzas do precipitador eletrostático por um sistema de lodos ativados operando em fluxo intermitente.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Processo Industrial Kraft

Dentre os processos existentes na produção de celulose os mais utilizados são os processos termo-mecânicos e o processo Kraft, sendo este último o de grande destaque no Brasil. A produção de celulose baseia-se na retirada da lignina (designificação) presente na madeira e, portanto na separação e individualização das fibras celulósicas.

O processo Kraft consiste na adição de componentes químicos (NaOH e Na_2S) sob condições de temperatura e pressão controladas, numa etapa comumente denominada de cozimento da madeira. Em plantas industriais modernas, essa etapa do processo não constitui uma fonte de efluentes hídricos uma vez que, têm-se a recuperação de componentes químicos e também da biomassa presente no licor negro através da caldeira de recuperação.

Devido ao alto grau de recirculação e recuperação de águas nos setores de cozimento, lavagem e secagem, o efluente gerado na etapa de branqueamento é o principal constituinte do efluente geral de uma fábrica de celulose. As águas residuárias provenientes do branqueamento possuem alta carga de matéria orgânica, alta cor e presença de compostos organoclorados.

Devido à formação de organoclorados, pressões ambientais e de mercado fizeram com que o processo industrial da polpa celulósica sofresse alterações. Nas últimas décadas o gás cloro (Cl_2) tem sido substituído, e processos livres de cloro elementar (ECF – Elemental Chlorine Free) e livres de quaisquer formas de cloro (TCF – Totally Chlorine Free) tem se destacado.

2.2. Efluentes Setoriais

O efluente geral enviado à ETE de uma indústria de celulose Kraft depende basicamente do processo industrial utilizado e da qualidade da madeira processada. Tal efluente caracteriza-se, em geral, pela presença de organoclorados (resultantes do uso de reagentes clorados no processo convencional e ECF), alto teor de sólidos suspensos, elevada cor e pela alta carga orgânica presente nestes (MIELE, 2007).

2.2.1. Lixiviado das Cinzas – Precipitador Eletrostático

Após o estágio de cozimento no processo Kraft, é observada a presença de diferentes compostos residuais no licor de cozimento. Dentre esses compostos têm-se componentes químicos vitais ao processo e que necessitam ser recuperados (Na e S), classificados como processuais, e também compostos que podem vir a se constituir em contaminantes (Cl e K, por exemplo), classificados como não-processuais (ALBERT, 1996).

FREDDO et. al. (1999) estudaram as quantidades de diferentes elementos minerais (dentre eles o potássio) que ingressam na fábrica de celulose através da madeira. Tal estimativa considerou uma fábrica com rendimento de 50% na conversão da madeira para celulose, sendo obtida uma média de 1,908g de K por tonelada de celulose para 5 diferentes tipos de madeira analisados.

Com a introdução da caldeira de recuperação de licor, tornou-se possível a reutilização deste como matéria-prima na geração de vapor. O efluente originado da lixiviação das cinzas da caldeira é enviado a um precipitador eletrostático, que por sua vez tem por finalidade a remoção de sais de Cl e K do efluente a ser recirculado. Estudos revelam que a lixiviação de compostos no precipitador eletrostático pode atingir uma porcentagem de remoção de sais de potássio acima de 90% (SATURNINO et. al. e JARETUN & ALY).

Alguns trabalhos demonstram a capacidade de absorção do íon potássio através do transporte ativo pelas membranas na microbiota de lodos ativados (CARBERRY & TENNEY, 1973). Em contrapartida, MURTHY & NOVAK (1998) constataram que a concentração excessiva de potássio afeta a concentração de proteínas facilmente extraíveis no próprio floco bacteriano, afetando a sedimentabilidade e a capacidade de desidratação do lodo biológico. Tais fatos evidenciam a toxicidade potencial do efluente lixiviado do precipitador eletrostático à microbiota de um sistema de lodos ativados.

2.2.2. Oxidantes

Nas últimas décadas a indústria de celulose e papel tem adotado sequências de branqueamento ECF (*Elemental Chlorine Free*), isenta de Cl_2 , e TCF (*Totally Chlorine Free*), totalmente isenta de cloro. Quando o primeiro é utilizado, é comum a introdução de ClO_2 como agente oxidante no processo de branqueamento (MIELE, 2007). Caso ocorra a falta de controle do pH nos estágios de branqueamento, o aumento da utilização de oxidantes (em momentos de transição de sequência ou de matéria-prima), ou a diminuição do tempo de retenção hidráulica na torres, é percebida a presença residual de oxidantes no efluente proveniente do branqueamento (DALVI, 2002).

Dalvi (2002) evidenciou a partir da diminuição da eficiência da remoção de DQO e aumento do IVL após dosagens de H_2O_2 e residual de cloro, o alto poder de toxicidade de tais oxidantes na microbiota de lodos ativados tratando efluentes de uma fábrica de celulose Kraft. Larisch & Duff (1997) verificaram a desagregação de flocos da microbiota de lodos ativados após a adição de dosagens de H_2O_2 . Narkys & Cott (1991) demonstram o poder virucida e bactericida de residuais de ClO_2^- e de Cl_2 no tratamento de esgotos domésticos, obtendo resultados satisfatórios de desinfecção à uma dose de $8,90 \text{ mgClO}_2 \cdot L^{-1}$. Bernarde et. al. (1965) obtiveram 99% de eficiência, em 15 segundos, na desinfecção de *E. Coli* presentes em esgotos domésticos sob um pH de 8,5.

A neutralização do cloro residual presente nos efluentes pode ser realizada através da adição de bissulfito de sódio ($NaHSO_3$) (EPA, 2000), sendo tal processo passível de aceleração em situações com pH, temperatura e concentração bissulfato elevados (Bian et. al., 2009). Porém, apesar da redução do potencial oxidante através da adição de bissulfito de sódio a toxicidade no efluente pode persistir, como relatado por Yonkos et. al. (2009), que estudou a toxicidade de efluentes contendo cloro residual e neutralizados com $NaHSO_3$. Tais resultados evidenciam a potencialidade da toxicidade do residual de cloro sobre a microbiota presente no sistema de lodos ativados.

2.3. Degradação Biológica de Efluentes por processos de Lodos Ativados

Amplamente utilizado a nível mundial, o sistema de lodos ativados baseia-se na remoção de matéria orgânica presente no efluente através de reações bioquímicas realizadas pela biomassa dispersa no reator. Caracterizado pela mistura completa entre efluente e biomassa, e pela presença de um decantador secundário, o sistema de lodos ativados ainda possui um elevado tempo de residência celular (sendo este maior que o tempo de detenção hidráulica) proporcionado pela recirculação do lodo biológico no sistema. Em tal sistema a demanda de oxigênio é suprida por aeradores mecanizados (von Sperling, 1996).

O tempo de detenção hidráulica em um reator representa o tempo em média que uma partícula do fluido permanece no mesmo. De forma análoga, o tempo de residência celular constitui-se no tempo, em média, em que a biomassa permanece no reator (Arceivala, 1981).

Dentre as diversas variantes do processo de lodos ativados a utilizada no presente trabalho é a de fluxo intermitente, ou reatores seqüenciais por batelada. Esta consiste na ocorrência de todas as etapas do tratamento em um único tanque com ciclos de operação definidos nas seguintes etapas: i) Enchimento; ii) Reação; iii) Sedimentação; iv) Descarte do efluente tratado e v) Repouso (von Sperling, 2002).

A comunidade microbiana do sistemas de lodos ativados é basicamente compostas de bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. Os micrometazoários são comumente representados por nematóides, anelídeos, rotíferos e tartágrados. A densidade e diversidade de micrometazoários e protozoários no sistema de lodos ativados pode ser utilizada como indicador biológico de toxicidade ao sistema (JENKINS *et. al.*, 1993).

3. METODOLOGIA

3.1. Sistema de Tratamento

Em todas as etapas deste trabalho foram utilizados reatores biológicos com volume útil de 1,5 litros e operados em fluxo intermitente. A temperatura foi controlada e mantida a 35°C por meio de um sistema de termostato digital *Full Gauge*, Modelo *TIC 17*, acoplado a resistências elétricas.

A necessidade de oxigênio da biomassa foi suprida através de um sistema de ar comprimido, e distribuidores que mantinham a alimentação de ar uniforme na totalidade dos reatores. A homogeneização do ar em cada reator foi realizada por pedras porosas, e a concentração de oxigênio dissolvido foi mantida nos reatores sempre acima de 2 mg.L⁻¹ e abaixo de 5mg.L⁻¹.

O lodo biológico foi coletado em uma empresa de celulose Kraft branqueada que sofrera até então com problemas de residual de cloro e peróxido em seus efluentes. A comunidade microbiana sofrera com baixa sedimentabilidade e ausência de protozoários e micrometazoários, como esperado.

O ensaio de biotratabilidade foi constituído por 8 reatores por 22 ciclos, sendo que estes últimos possuíam um tempo total de 24 horas. O tempo de detenção hidráulica (TDH) adotado para cada ciclo foi de 21 horas. Após a fase de aeração, o efluente era encaminhado a uma proveta para permitir a decantação do lodo biológico, e após período de 30 minutos era medido o Índice Volumétrico do Lodo (IVL). Após 2 horas de sedimentação, o sobrenadante era retirado para análise (efluente tratado). O lodo biológico decantado retornava para o tanque de aeração para que se iniciasse o ciclo subsequente com a alimentação de novo efluente.

3.2. Efluentes e Cargas de Choque

As amostras dos efluentes utilizados durante o trabalho foram armazenadas em recipientes plásticos em câmara fria a 5°C após o recebimento destes no dia no Laboratório de Celulose e Papel da Universidade Federal de Viçosa.

O pH do efluente de entrada de todos os reatores foi ajustado entre 6,5 e 7,5 e a dosagem de nutrientes foi feita utilizando soluções de MAP e Uréia na proporção de DQO:N:P igual a 100:5:1 (von Sperling, 2002).

Foram dosados 500 mL de efluente de entrada em cada reator, de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1: Reatores e efluentes utilizados no ensaio de biotratabilidade.

| REATOR | CONSTITUIÇÃO |
|----------|--|
| Reator 1 | Referência (Efluente Bruto) |
| Reator 2 | Referência + Bissulfito de Sódio (4 mg/L) |
| Reator 3 | Referência + Dióxido de Cloro (50 mg/L) |
| Reator 4 | Referência + Dióxido de Cloro (200 mg/L) |
| Reator 5 | Referência + H ₂ O ₂ (50 mg/L) |
| Reator 6 | Referência + H ₂ O ₂ (200 mg/L) |
| Reator 7 | Referência + Lixiviado das Cinzas (0,07% da Vazão total) |
| Reator 8 | Referência + Lixiviado das Cinzas (1% da Vazão total) |

A aplicação das cargas de choque foram precedidas em média por 5 ciclos, tal procedimento tem por objetivo promover o surgimento de uma estabilidade em cada reator, permitindo dessa maneira a melhor visualização dos efeitos provocados por tais cargas.

A primeira carga de choque foi realizada no quinto ciclo do experimento, quando foi evidenciada a estabilização dos parâmetros analisados nos reatores. A segunda e a terceira carga de choque foram realizadas nos ciclos 10 e 16 respectivamente.

Para a avaliação da eficiência dos tratamentos dos reatores foram feitas análises de Sólidos Suspensos Totais (SST), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Índice Volumétrico do Lodo (IVL), Turbidez e análise microscópica do lodo. As análises físico-químicas empregadas dos efluentes

seguiram os procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA 1998).

3.3. Avaliação Microscópica

No ciclo anterior, e também no posterior, à aplicação das cargas de choque eram coletadas amostras de cada reator para montagem de lâminas, as quais eram observadas em microscópio ótico para avaliar a formação de flocos e presença de protozoários e micrometazoários (bioindicadores de toxicidade).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados referentes ao IVL dos diversos reatores encontram-se na Figura 1. Percebe-se um pico de variação no IVL do reator 2 no ciclo 11, logo após a aplicação do segundo choque. Tal valor, associado à perda de sólidos evidenciada no mesmo reator, indica uma possível sensibilidade da comunidade microbiana à respectiva carga aplicada, confirmando os resultados de Dalvi (2002).

Foi também percebida uma queda brusca nos valores de IVL do reator 2 após o 17^o ciclo, tal resultado pode ser atribuído à mortandade de bactérias filamentosas verificada em tal reator (Figura 9), modificando desta maneira a conformação dos flocos bacterianos, diferentemente dos resultados obtidos por Carberry & Tenney (1973) .

Nos demais reatores foi evidenciada uma tendência de queda no valor do IVL. Tais resultados podem ser explicados pela perda de sólidos (reatores 3 e 4), e pela provável adaptação da microbiota inicial às condições do efluente (reatores 1, 5, 6, 7, 8).

Com relação aos Sólidos Suspensos Totais (SST), observa-se uma queda no reator 5 no primeiro choque, e uma posterior queda nos reatores 2, 3 e 4 já no segundo choque. A aplicação do terceiro choque proporcionou a queda de SST nos reatores 2,3, e 4 (Figura 2).

As quedas observadas nos reatores 2, 3 e 4 no segundo e terceiro choque, devem-se à provável toxicidade do bissulfito de sódio e do dióxido de cloro aos microorganismos. Não foram observadas variações apreciáveis nos reatores 1, 7 e 8, tal fato indica a ausência de toxicidade do lixiviado das cinzas ("Leaching") aos microorganismos presentes nos reatores.

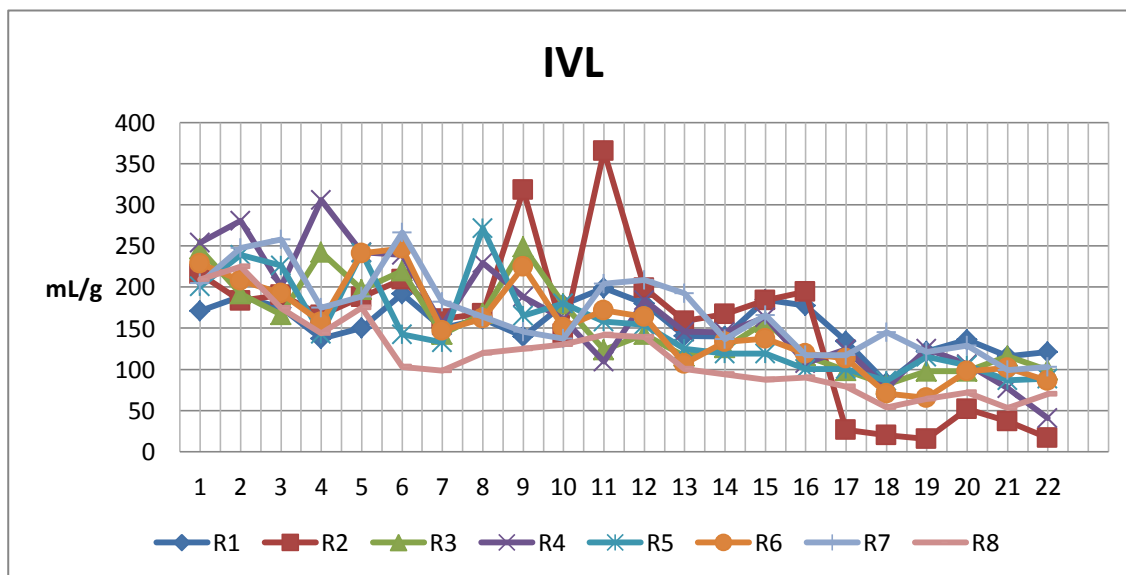


Figura 1: Índice Volumétrico do Lodo (IVL) nos 10 reatores analisados.

Os dados referentes à remoção de DQO podem ser observados na figura 3. Percebe-se uma queda acentuada de tal parâmetro nos reatores 3 e 4, após o segundo choque, e no reator 2 após o terceiro choque. Tais resultados reafirmam o poder de toxicidade das dosagens de bissulfito de sódio e dióxido de cloro aplicadas. Dentre os dois compostos, percebe-se a maior agressividade do dióxido de cloro em relação ao bissulfito de sódio, uma vez que o último mostrou-se prejudicial ao sistema somente após a aplicação do terceiro choque.

Durante a realização do estudo foi verificada (visualmente) a mudança repentina na turbidez de alguns reatores. A partir de então tal parâmetro foi monitorado diariamente, e seus valores encontram-se a figura 4.

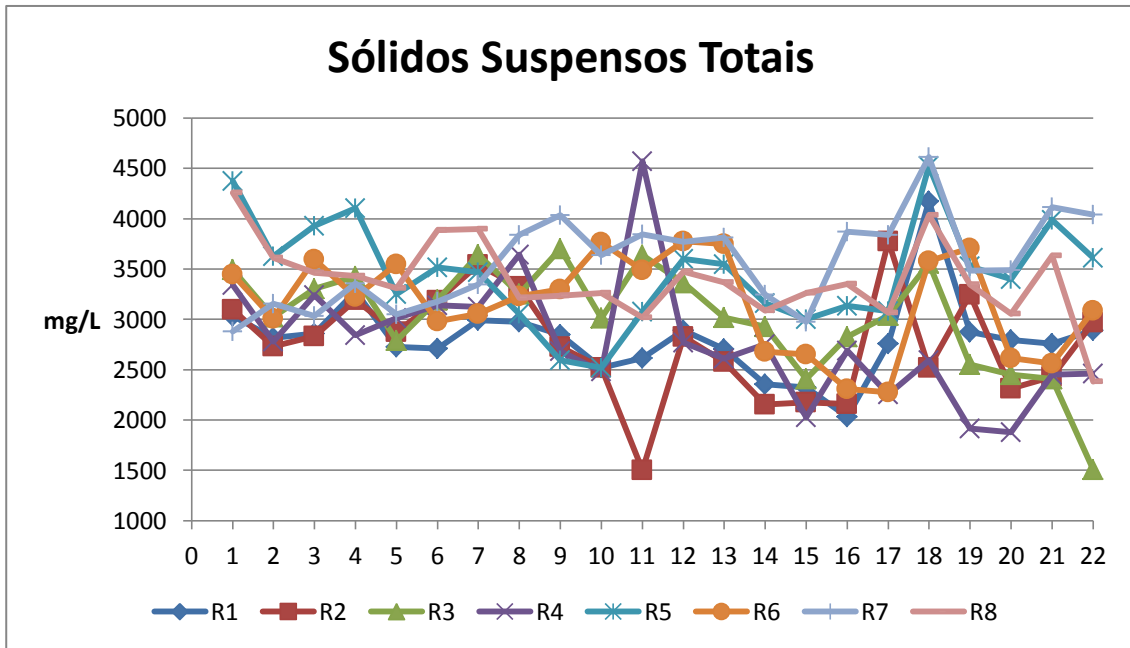


Figura 2: Sólidos Suspensos Totais (SST) nos reatores estudados.

A perda de sólidos presenciada nos reatores 2, 3 e 4, juntamente com os resultados apresentados nas figuras 3 e 4, evidenciam a queda de rendimento dos reatores onde foram dosadas cargas intermitentes de dióxido de cloro e bissulfito de sódio. Tais resultados representam a possível toxicidade de tais compostos na microbiota presente nos reatores.

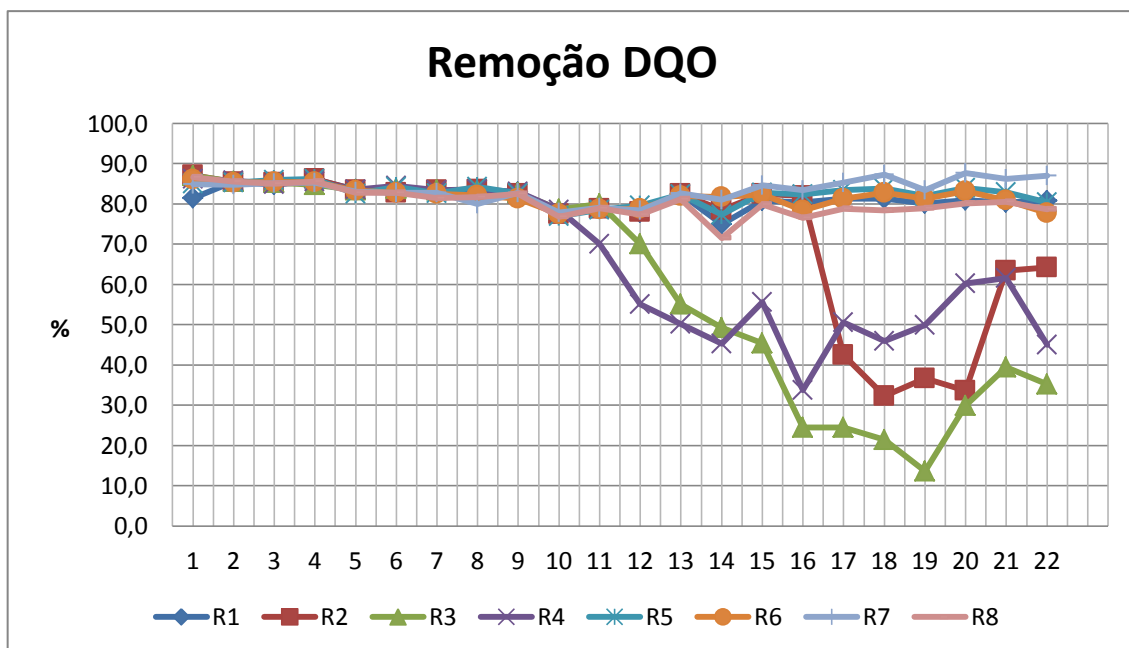


Figura 3: Remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) nos reatores estudados.

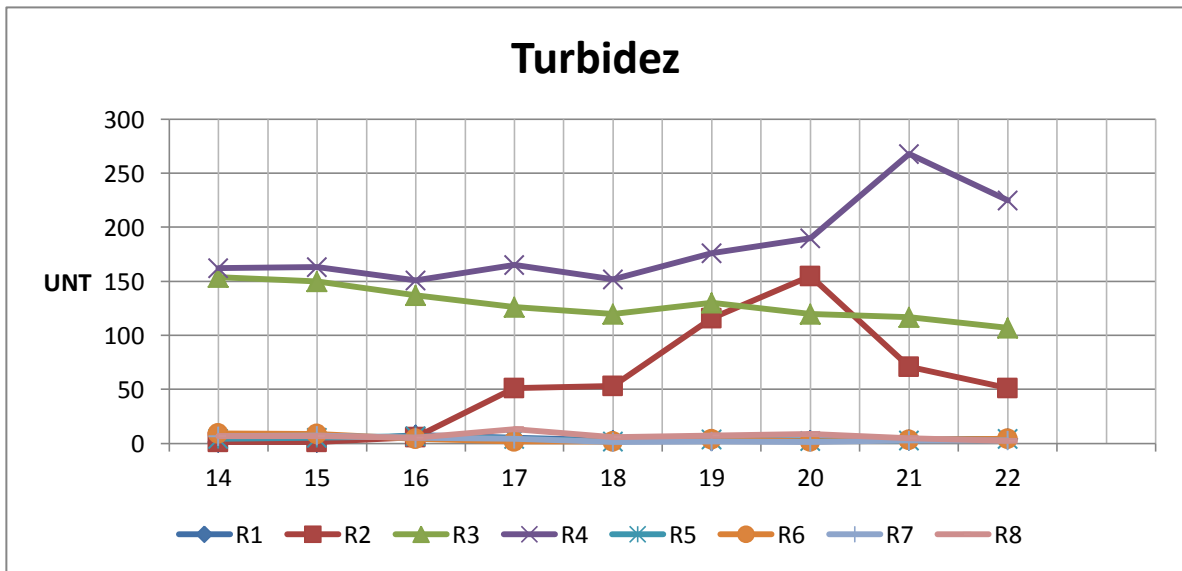


Figura 4: Turbidez nos reatores estudados.

Após o início do experimento o lodo biológico apresentou uma boa formação de flocos propiciada pela associação de bactérias filamentosas e formadoras de flocos. Como mostrado na figura 5, verificou-se a presença de rotíferos. Além destes, foi também verificada a presença de protozoários, tais fatos evidenciam um bom estado do lodo biológico, uma vez que estes são bioindicadores de toxicidade. A aplicação do primeiro choque não refletiu mudanças apreciáveis na estrutura dos flocos nos diversos reatores. Tal fato pode ser devido a uma certa resistência dos microorganismos à carga inicial aplicada. Por sua vez, a aplicação de oxidantes (ClO_2^- e H_2O_2) refletiu na mortandade de rotíferos e protozoários, evidenciando dessa forma o seu poder tóxico sobre os microorganismos que compõem do lodo biológico.

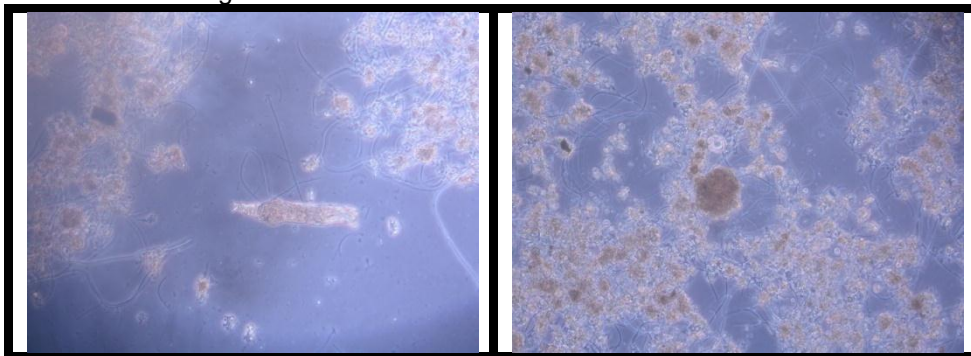


Figura 5: Fotomicrografias representando o estado inicial (antes da aplicação de choques) de um sistema de lodos ativados (aumento 10X).

Após a aplicação do terceiro choque, a presença de flocos continuou a ser evidenciada nos reatores estudados. Porém a presença de flocos de maior porte sofreu variações nos reatores 3 e 4, alternando momentos em que os flocos apresentavam-se mais dispersos que o normalmente observado.

Foi observada a presença de protozoários nos reatores 1,7, e 8, sendo tal fato inexistente nos reatores 2, 3, 4, 5 e 6. Essa situação aliada à mortandade de bactérias filamentosas no reator 2 (Figura 6), reafirma o poder de toxicidade dos oxidantes aplicados, e também do redutor químico utilizado (Bissulfito de Sódio) quando este é aplicado em excesso, convergindo com os resultados obtidos por Murthy & Novak (1998) e Dalvi (2002).

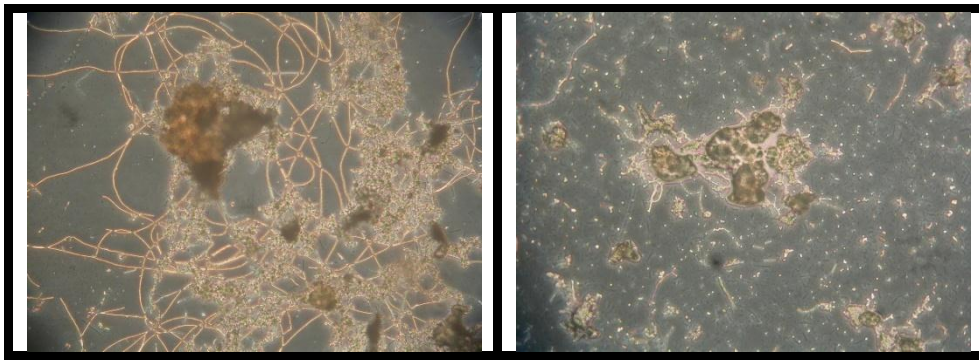


Figura 6: Dizimação de bactérias filamentosas no reator 2 (Bissulfito de Sódio). Situações antes do terceiro choque (esquerda) e após o terceiro choque (direita).

As situações microbiológicas verificadas após o terceiro choque associadas aos dados de remoção de DQO encontrados no estudo, evidencia a fragilidade da comunidade microbiana às dosagens excessivas e intermitentes, tanto dos oxidantes quanto do redutor aplicado.

5. CONCLUSÕES

A realização do presente estudo permitiu avaliar a capacidade de biodegradação de um efluente bruto com diferentes dosagens de ClO_2 , H_2O_2 e NaHSO_3 pelo sistemas de lodos ativados.

A regularidade nos valores dos parâmetros analisados nos reatores 7 e 8, permite-nos afirmar que o efluente proveniente do precipitador eletrostático da caldeira de recuperação, denominado Lixiviado das Cinzas, não apresenta poder tóxico suficiente para comprometer a eficiência da ETE, nas proporções estudadas.

A ausência de protozoários e rotíferos após a dosagem de choque nos reatores 5 e 6 indicam, apesar de não haver indícios de queda de rendimento nos valores dos parâmetros estudados, que a dosagem em excesso de H_2O_2 é prejudicial à microbiota do sistema, podendo causar efeitos negativos na operação deste se aplicados a longo prazo.

A queda na remoção de DQO aliada à perda de sólidos e aos valores de turbidez encontrados nos reatores 2, 3 e 4, indicam um alto poder tóxico na dosagem de Bissulfito de Sódio e Dióxido de Cloro. Tal afirmação é potencializada devido à mortalidade de protozoários e rotíferos verificada nestes reatores, além da dizimação de grande parte das bactérias filamentosas encontradas no reator 2.

Portanto, pode-se afirmar que a aplicação de dosagens excessivas de Dióxido de Cloro (ClO_2), Peróxido de Hidrogênio (H_2O_2) e Bissulfito de Sódio (NaHSO_3), podem acarretar na mortalidade dos microorganismos presentes no sistema de lodos ativados, comprometendo dessa maneira a boa funcionalidade deste.

6. REFERÊNCIAS

- ALBERT, R. J. *Current status of TEF bleached kraft pulp mills and future trends*. International non-Chlorine Bleaching Conference, 1996. 38 p.
- ARCEIVALA, S.J. *Wastewater Treatment and Disposal*. Marcel Dekker, New York. 892p.
- BENARDE, M.A.; ISRAEL, B.M.; OLIVIERI, V.P.; GRANSTROM, M.L. *Efficiency of Chlorine Dioxide as a Bactericide*. American Society for Microbiology, Vol. 13, No. 5, p 776-780, 1965.
- BIAN, H.; CHEN, J.; CAI, X.; LIU, P.; WANG, Y; HUANG, L.; QIAO, X; HAO, C. *Dechlorination of Chloroacetanilide Herbicides by Plant Growth Regulator Sodium Bisulfite*. Water Research, 43 (14), p 3566-3574, 2009.
- BRACELPA – Associação Brasileira de Celulose e Papel. Relatório Estatístico 2010. 27p.
- CARBERRY, J.B. and TENNEY, M.W. *Luxury Uptake of Phosphate by Activated Sludge*. Journal (Water Pollution Control Federation), Vol. 45, No. 12, pp. 2444-2462, 1973.
- DALVI, L.C. *Efeito do Residual de Peróxido de Hidrogênio e do Íon Clorito em um Sistema de Lodos Ativados de Indústrias de Celulose “Kraft” Branqueada*. Viçosa. UFV, 2002 (Dissertação Mestrado em Ciência Florestal)

- FREDDO, A.; FOELKEL C.E.B.; FRIZZO, S.M.B.; SILVA, M.C.M; *Elementos Minerais em Madeiras de Eucaliptos e Acácia Negra e sua Influência na Indústria de Celulose Kraft Branqueada*, Ciência Florestal, Santa Maria, v.9, n.1, 1999. p.193-209.
- JARETUN, A. and ALY, G. *Leaching of chloride and potassium from electrostatic precipitator catch*. International Chemical Reecoverly Conference, 1998. p. 961-970.
- JENKINS, D; RICHARD, M.G.; DAIGGER, G.T. *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*. 2 ed. Lewis Publishers. 1993.
- LARISCH, B.C.; DUFF, S.J.B. *Effect of H₂O₂ on Characteristics and Biological Treatment of TCF Bleached Pulp Mill Effluent*. Water Research, Vol. 31, No. 7, p 1694-1700, 1997.
- MIELE, J.C.A. *Sistema de Avaliação Ambiental na Indústria de Celulose e Papel*. Viçosa. UFV, 2007 (Tese, Doutorado em Ciência Florestal).
- MURTHY, S. N. and NOVAK, J.T. *Effects of potassium ion on sludge settling, dewatering and effluent properties*. Water Science and Technology, Vol. 37, Issues 4-5, p 317-324, 1998.
- NARKIS, N.; KOTT, Y. *Comparison between Chlorine Dioxide and Chlorine for Use as a Disinfectant of Wastewater Effluents*. Water Science and Technology WSTED4, Vol. 26, No. 7-8, p 1483-1492, 1992.
- SATURNINO, D.M.; CARVALHO, G.G; BRANDÃO, H.S.M; LUTKENHAUS, M.G.; NOGUEIRA, M.M.N; SUZUKI, R.Y.; CARDOSO, M.; ROCHA, S.D.F. *Redução dos Teores dos Íons Cloreto e Potássio na Unidade de Recuperação de Licor Negro de Eucalipto*, Congresso Iberoamericano de Investigación en Celulosa y Papel, 2000. 8 p.
- U.S. EPA, 2000. *Wastewater Technology Fact Sheet Dechlorination*. EPA 832-F-00-022, U.S. EPA, Washington, D.C.
- von SPERLING, M. *Lodos Ativados*. 2.ed.BH, DESA/UFMG 2002.
- von SPERLING, M. *Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos*. BH, DESA/UFMG 1996.
- YONKOS, L.T.; FISHER, D.J.; BURTON, D.T.; WHITEKETTLE, W.K.; PETRILLE, J.C. *Effectiveness of the Sulfur (IV) Compound, Sodium Bisulfite, in Reducing Chlorine, Chlorine Dioxide, and Chlorite Toxicity to Daphnia Magna in Well Water and Pound Water*. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol.20, Issue-3, p 530-536, 2001.