

Tratabilidade de efluentes de branqueamento de celulose baseada na caracterização detalhada

Miriam Cristina Santos Amaral
Laura Handan de Andrade
Liséte Celina Lange
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG – Belo Horizonte – Brasil

Resumo

Na produção de pasta celulósica pelo processo kraft, a unidade de branqueamento constitui-se na maior fonte de geração de efluentes líquidos. Os tipos de tratamento mais utilizados pelas indústrias de celulose são os tratamentos biológicos. Um dos problemas enfrentados por estes tipos de tratamento é a baixa eficiência da remoção da carga orgânica. Neste sentido, uma alternativa é a associação com processos físico-químicos. A seleção do sistema de tratamento pode ser subsidiada pela caracterização empregando parâmetros coletivos, tais como distribuição de pesos moleculares, DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia, que fornecem informações práticas na compreensão dos fenômenos que ocorrem durante o tratamento, possibilitando o aperfeiçoamento das tecnologias, a definição de procedimentos operacionais mais eficientes, o aprimoramento dos modelos matemáticos e, conseqüentemente, a concepção de fluxogramas de estações de tratamento mais coerentes. Neste contexto, o objetivo deste artigo é caracterizar detalhadamente os efluentes ácidos e alcalinos do branqueamento de pasta celulósica.

Abstract

In the production of pulp by the kraft process, the unit of bleaching consists on the major source of liquid effluents. Biological treatment is commonly used by the pulp mill industry, despite the low efficiency on the removal of organic content. One alternative to solve this problem would be the association between biological and physical-chemical processes. However, in order to choose the most appropriate treatment system, a more detailed characterization of the effluent, using collective parameters, as molecular size distribution, inert COD, aerobic and anaerobic biodegradability, is essential. Also, a detailed characterization helps to understand the phenomena that occur during the treatment which makes it possible to define technologies, efficient operational procedures, mathematical models and, therefore, elaborate flowsheets of treatment plants more coherent. In this context, the objective of this article is to present results on the detailed characterization of acid and alkaline effluents of the bleaching pulp mill industry.

Palavras Chaves: efluente de branqueamento, biodegradabilidade, DQO inerte, distribuição de massa molar

Keywords: bleach pulp Mill effluent, biodegradability, inert COD, molecular size distribution

1. Introdução

Historicamente, o efluente da indústria de celulose e papel é mundialmente considerado poluidor, particularmente de ecossistemas aquáticos que impõem conseqüências de longo prazo em todos os níveis de tróficos. A planta de branqueamento é responsável pela maior carga de efluente na indústria de pasta celulósica. É também considerada a maior fonte de poluição, contribuindo com 85% da cor total e 50% da DBO. O efluente gerado contém lignina, carboidrato, compostos orgânicos clorados, compostos orgânicos voláteis e compostos inorgânicos clorados.

Entretanto a elevada DBO e/ou DQO destes efluentes não é o único problema enfrentado por este tipo de efluente. O maior problema destes efluentes é a presença de compostos tóxicos, como por

exemplo, organoclorados que também podem apresentar efeitos carcinogênicos e mutagênicos (Rosa, 1997).

Os tipos de tratamento mais utilizados pelas indústrias de celulose são os tratamentos biológicos. Um dos problemas enfrentados por estes tipos de tratamento é a baixa eficiência da remoção da carga orgânica (Clauss et al., 1999). Os sistemas de tratamento de fábricas de celulose, geralmente lagoas aeradas ou lodos ativados, conseguem redução média de 90 a 95 % para DBO, mas de apenas 40 a 60 % para a DQO (Bryant et al., 1992; Hall e Randle, 1992). Para se atingir o nível estabelecido na resolução do COPAM, seria necessária uma remoção de DQO maior que 80 a 90%, o que jamais foi reportado para o tratamento biológico de filtrados de branqueamento "standard" ou ECF. Neste sentido, uma opção é a associação com processos físico-químicos. Entretanto, para a seleção, projeto e operação otimizada de tais sistemas é necessária uma caracterização detalhada do efluente.

Os parâmetros coletivos tais como distribuição de pesos moleculares, DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia fornecem informações práticas na compreensão dos fenômenos que ocorrem em praticamente todas as etapas do tratamento, possibilitando o aperfeiçoamento das tecnologias, a definição de procedimentos operacionais mais eficientes, o aprimoramento dos modelos matemáticos e, conseqüentemente, a concepção de fluxogramas de estações de tratamento de efluentes mais coerentes para a remoção de carga orgânica.

A "tratabilidade" de efluentes em sistemas biológicos e/ou físico-químicos depende, dentre outros fatores, da distribuição de tamanho dos compostos presentes, a qual é modificada ao longo das etapas de tratamento, devido principalmente à síntese de novas células, floculação, quebra enzimática de macromoléculas, oxidação bioquímica, aos processos de transferência de massa, adsorção e difusão e as reações bioquímicas.

A quantificação e a avaliação da composição da fração inerte de efluentes é outra ferramenta que pode subsidiar a escolha e projeto de sistemas de tratamento bem como auxiliar na avaliação da eficiência do processo. A fração de inertes passa pelo tratamento inalterada, mascarando, portanto o resultado de tratabilidade biológica e dificultando o estabelecimento de um critério de limitação do tratamento expresso em termos de DQO (Germili et al., 1991).

A avaliação da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia de efluentes líquidos é importante por subsidiar a determinação da concepção do sistema de tratamento mais adequado a ser adotada. A determinação prévia do grau de biodegradabilidade do despejo pode evitar problemas futuros com odores, baixas eficiências e custos elevados de manutenção de operação, bem como estabelecer taxas de aplicação compatíveis e permitir avaliação mais realística dos custos e limitações dos sistemas de tratamento biológicos eventualmente empregados.

Entretanto este tipo de caracterização de efluentes tem sido limitado a alguns estudos. Uma justificativa para tal cenário pode ser descrita pelo fato de que até então o uso dos parâmetros convencionais era suficiente para os tipos de efluentes e sistema de tratamento empregado. No entanto, com a introdução de novos processos, legislação cada vez mais restritiva, aumento da geração de efluentes e surgimento de novos efluentes a ser tratado, a este tipo de caracterização precisar ser reavaliada.

Dessa forma o objetivo deste artigo é caracterizar detalhadamente os efluentes ácidos e alcalinos do branqueamento de pasta celulósica

2. Metodologia

2.1. Efluente do branqueamento de pasta celulósica

O efluente do branqueamento utilizado para a realização dos experimentos proveio da Cenibra (Celulose Nipo-Brasileira situada na Rodovia BR 381 – km 172 – Distrito de Perpétuo Socorro). A Cenibra é uma das maiores produtoras mundiais de celulose branqueada de eucalipto (fibra curta). O processo de produção empregado na CENIBRA é o processo Kraft, e o branqueamento é realizado em duas linhas distintas: linha 1 (DEopDEpD) e linha 2 (DEopDP). Para este estudo foram utilizados os efluentes do primeiro estágio (ácido) e do segundo estágio (alcalino) da linha 2.

2.2. Caracterização físico-química

As técnicas envolvidas nas análises de caracterização físico-química foram executadas em conformidade com as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1992) para os seguintes parâmetros: pH, cor, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), índice de fenóis, alcalinidade, fósforo total, série de sólidos, metais pesados, nitrogênio total e amoniacal e cloretos. A concentração de lipídeos foi determinada pelo método da sulfofosfovanilina (Postma et al., 1986), a concentração de carboidratos pelo método do fenol e ácido sulfúrico (Dubois et al. 1956) e a concentração de proteínas pelo método de Lowry et al. (1951).

2.3. DQO inerte

As frações da DQO dos efluentes inertes aos tratamentos aeróbio e anaeróbio foram determinadas pelo método proposto por Germili et al. (1991). Para cada ensaio foram utilizados dois reatores em batelada, um alimentado com efluente de concentração conhecida e o outro com solução de glicose de concentração equivalentes.

Para determinação da DQO inerte sob condições aeróbias, os reatores foram inoculados com 75 mg/L de lodo de um reator de lodos ativados em operação na Cenibra (Celulose Nipo-Brasileira), que trata todo o efluente da indústria, e incrementados com uma dosagem de 2 ml de cada um dos nutrientes empregados na análise de DBO.

Para determinação da DQO inerte sob condições anaeróbias, os reatores foram inoculados com lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário coletado na Estação Experimental da ETE-Arrudas (Belo Horizonte, MG), incrementados com 2 mL de micronutriente e 200 mL de macronutrientes e agitados continuamente por meio de agitadores magnéticos, sob condições anaeróbias. A solução de nutrientes foi preparada de acordo com o procedimento recomendado para os ensaios de determinação da atividade metanogênica específica (SOUZA et al. 2005). Todos os reatores foram monitorados utilizando-se os parâmetros pH e DQO até que a atividade biológica fosse encerrada (DQO constante por 48 horas).

2.4. Biodegradabilidade

A biodegradabilidade aeróbia dos efluentes foi realizada através de adaptações do método de Zahn Wellens (OECD, 1995). Foram monitorados reatores de 2L alimentados com efluentes e inoculados com lodo de reatores de lodos ativados em operação na Cenibra (Celulose Nipo-Brasileira) tratando todo o efluente da indústria com concentração equivalente a 75 mg/L e 1mg/L de cada nutriente empregado na análise de DBO. Os reatores foram monitorados quanto à concentração de DQO até que a atividade biológica fosse encerrada (DQO constante por 48 horas).

A avaliação da biodegradabilidade anaeróbia empregando método de FIELD et al. (1988) foi realizada através do monitoramento da depleção de substrato. Foram empregados reatores de 2L, alimentados com efluente, 75 mg/L de lodo anaeróbio coletado nos reatores de UASB da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto COPASA – MG, e submetidos a agitação magnética intermitente. A depleção do substrato foi monitorada por meio de análise de DQO filtrada durante 30 dias com periodicidade de aproximadamente 2 dias.

2.5. Distribuição de peso molecular

A distribuição de peso molecular dos efluentes ácido e alcalino pré e pós-degradação biológica aeróbia e anaeróbia foi determinada usando uma célula de ultrafiltração (modelo 8200, Amicon). A ultrafiltração foi realizada empregando-se membranas de 1, 10 e 100 kDa (Amaral, 2007) e as frações retidas foram analisadas quanto à concentração de DQO, lipídeos, carboidratos e proteínas. A concentração de lipídeos foi determinada pelo método da sulfofosfovanilina (Postma et al., 1986), a concentração de carboidratos pelo método do fenol e ácido sulfúrico (Dubois et al. 1956) e a concentração de proteínas pelo método de Lowry et al. (1951). As massas de carboidratos, proteínas, lipídeos e DQO de cada fração foram determinadas de acordo com balanço de massa, e os resultados foram expressos em termos de porcentagem em massa (m/m). As concentrações de lipídeos, carboidratos e proteína obtidas em cada fração foram ainda convertidas em DQO usando coeficientes estequiométricos baseados na composição típica de cada substância, de acordo com Henze et al., (2002).

3. Resultados

3.1. Caracterização físico-química

Na tabela 1 são apresentados os resultados das características físico-químicas dos efluentes do branqueamento ácido e alcalino da pasta celulósica.

Tabela 1: Características físico-químicas dos efluentes

Parâmetros	Unidade	Ácido	Alcalino
DQO total	mg/L	2539 ± 494	2804 ± 1011
DQO solúvel	mg/L	1895 ± 389	1594 ± 345
DBO ₅	mg/L	590 ± 245	741 ± 325
DBO ₂₀	mg/L	994 ± 195	1021 ± 421
DBO ₅ /DQO	-	0,23	0,26
DBO ₂₀ /DQO	-	0,39	0,36
Cor aparente	uH	591 ± 381	756 ± 532
Cor real	uH	545 ± 200	357 ± 81
pH	-	5 ± 1	11 ± 0,34
Alcalinidade	mg/L	226 ± 483	1760 ± 1518
Cloretos	mg/L	647 ± 171	477 ± 106
Nitrogênio total	mg/L	7 ± 5	3 ± 0,66
Amônia	mg/L	3 ± 3	1 ± 0,48
Fósforo	mg/L	27 ± 20	29 ± 11
ST	mg/L	5237 ± 2537	5969 ± 1385
STF	mg/L	3941 ± 1395	3755 ± 1265
STV	mg/L	1296 ± 1966	2214 ± 1325
SST	mg/L	324 ± 199	1027 ± 573
SSF	mg/L	69 ± 36	55 ± 42
SSV	mg/L	255 ± 174	972 ± 550
SS	ml/L	24 ± 11	97 ± 66
Índice de fenóis	mg/L	0,095 ± 0,06	0,067 ± 0,01
Cádmio	mg/L	< 0,005	< 0,005
Zinco	mg/L	0,011 ± 0,003	0,005 ± 0,001
Ferro	mg/L	0,536 ± 0,2	0,112 ± 0,02
Chumbo	mg/L	< 0,05	< 0,05
Cromo	mg/L	0,02 ± 0,01	< 0,01

(ST-Sólidos Totais, STF-Sólidos Totais Fixos, STV-Sólidos Totais Voláteis, SST-Sólidos Suspensos Totais, SSF-Sólidos Suspensos Fixos, SSV-Sólidos Suspensos Voláteis, SS-Sólidos Sedimentáveis)

Observa-se elevada concentração de matéria orgânica em termos de DQO e DBO para os dois efluentes. A relação DBO/DQO indica a baixa biodegradabilidade dos efluentes, porém há um aumento dessa relação quando se compra a DBO analisada com 5 e 20 dias. A grande diferença entre os valores de DQO total e solúvel pode ser atribuída a presença de fibras de celulose. Esta hipótese é reafirmada com os resultados de sólidos suspensos voláteis. A maior concentração de SSV no efluente alcalino justifica a maior diferença entre DQO total e DQO solúvel para o efluente alcalino em relação ao efluente ácido.

Observa-se também baixa concentração de nutrientes, amônia e fósforo indicando a necessidade de correção da dosagem de nutrientes, caso seja empregado tratamento biológico. A concentração de sólidos é elevada em ambos os efluentes e se deve à presença de fibras de celulose. As concentrações de cloretos e índice de fenóis são relativamente baixas, embora estejam acima dos valores de padrão de lançamento.

3.2 DQO inerte

Na Tabela 2 são apresentados os valores de DQO inerte a processos aeróbio e anaeróbio dos efluentes ácido e alcalino de branqueamento de pasta celulósica.

Tabela 2: DQO inertes aos processos biológicos aeróbio e anaeróbio

Parâmetros	Degradação Aeróbia		Degradação Anaeróbia	
	Efluente Ácido	Efluente Alcalino	Efluente Ácido	Efluente Alcalino
DQO efluente (mg/L)	2146 ± 475	3606 ± 678	2174 ± 340	3013 ± 1134
DQO inicial (mg/L)	1322 ± 249	926 ± 67	1481 ± 195	1247 ± 229
DQO final (mg/L)	446 ± 171	212 ± 4	547 ± 108	526 ± 232
DQO glicose (mg/L)	95 ± 21	92 ± 17	263 ± 25	248 ± 25
DQO inerte (mg/L)	542 ± 14	469 ± 139	429 ± 225	546 ± 72
% DQO inerte	26 ± 6	13 ± 2	20 ± 9	21 ± 11

Observa-se que os valores da fração de DQO inerte a processos aeróbios e anaeróbios são semelhantes, correspondendo a 26 e 13% para o efluente ácido e 20 e 21% para o efluente alcalino respectivamente. Estes resultados sugerem a inviabilidade do tratamento dos efluentes empregando processos biológicos como único sistema de tratamento e a necessidade da associação de tratamentos físico-químicos, tais como processos de separação por membrana, processos oxidativos avançados, coagulação/floculação, adsorção dentre outros.

3.3 Biodegradabilidade

Na Figura 1 são apresentados os resultados de biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos efluentes ácido e alcalino de branqueamento de pasta celulósica.

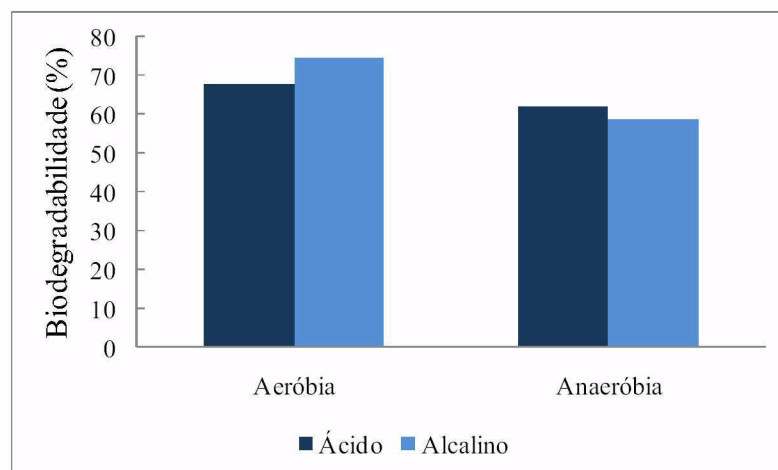


Figura 1 - Biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos efluentes ácido e alcalino

Observa-se que a biodegradabilidade aeróbia é maior para o efluente alcalino (75 %) do que para o efluente ácido (68%). Isto provavelmente se deve a maior sensibilidade dos microrganismos aeróbios aos compostos tóxicos, principalmente organoclorados, formados durante o estágio de branqueamento ácido. Uma vez que um dos objetivos do estágio alcalino usando peróxido de hidrogênio é reduzir a quantidade dos mesmos, o efluente deste processo não contém tantos compostos tóxicos. Já a biodegradabilidade anaeróbia é semelhante para ambos os efluentes (62 e 59 % para o efluente ácido e alcalino respectivamente).

3.4 Distribuição de peso molecular

Na Figura 2 são apresentados os resultados de distribuição de peso molecular dos efluentes do branqueamento ácido e alcalino, em termos da concentração de DQO, carboidrato, proteína e lipídeos de peso molecular < 1 kDa, 1 < x < 10 kDa, 10 < x < 100 kDa e > 1 kDa.

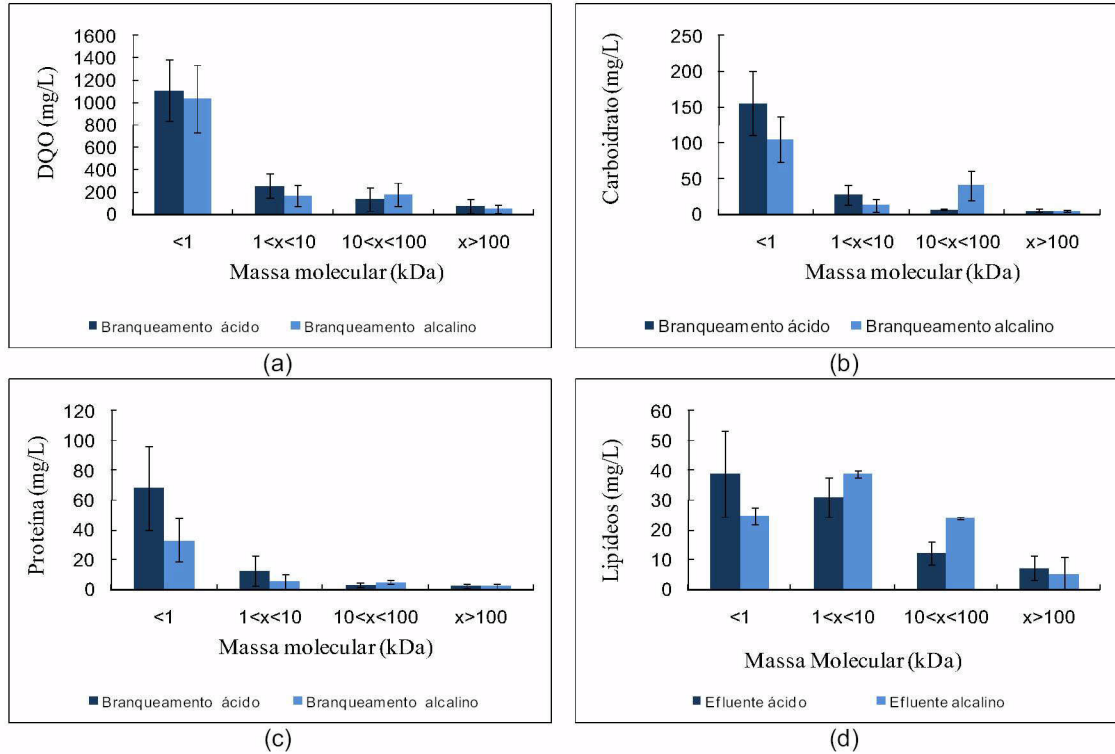
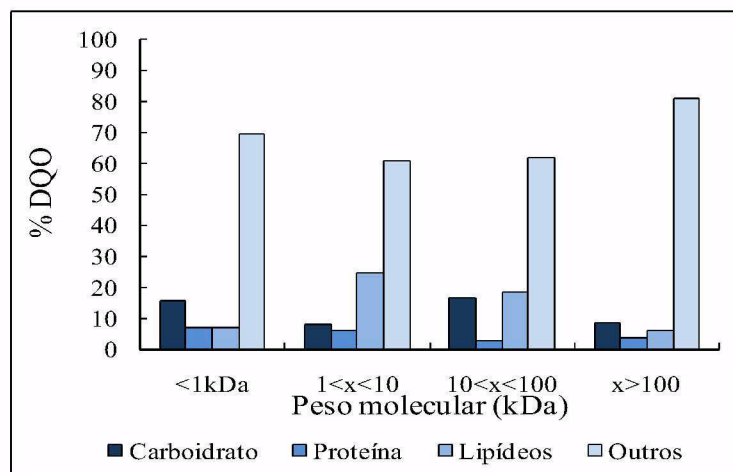


Figura 2: Distribuição de pesos moleculares em termos de concentração (a) DQO, (b)Carboidrato, (c) Proteína e (d) lipídeos

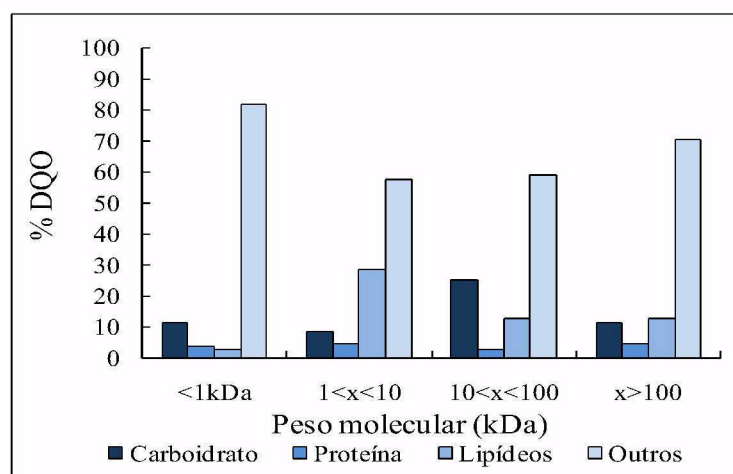
Observa-se a predominância de compostos de baixo peso molecular (<1 KDa), principalmente em termos de DQO, carboidratos e proteínas. Pode-se também notar que a distribuição segue uma mesma tendência para os dois efluentes.

Na literatura há evidências de que o problema de cor está diretamente associado a moléculas de alto peso molecular (maior que 1000) e o problema da toxicidade está associado às moléculas de baixo peso molecular (menor que 1000); sendo esses compostos responsáveis por 80 a 90% dos efeitos mutagênicos na fauna e flora dos corpos receptores. Essa toxicidade está associada a compostos organoclorados encontrados em efluentes (Pires & Springer, 1993). Estas evidências sugerem que a menor concentração de DQO inerte e maior biodegradabilidade do efluente alcalino pode ser atribuída a menor concentração de compostos de massa molar menor do que 1 kDa.

A Figura 3 (a) e (b) apresenta os resultados de composição química de cada fração de peso molecular dos efluentes ácido e alcalino, respectivamente. A fração denominada outros corresponde à diferença entre a DQO total e a DQO das frações carboidrato, proteína e lipídeos, compostos facilmente degradados pelo arsenal enzimático.



(a)



(b)

Figura 3: Composição química das frações do efluente do branqueamento (a) ácido e (b) alcalino em termos de % de DQO

Observa-se a grande predominância da fração denominada outros tanto para o efluente ácido como para o efluente alcalino. Acredita-se que estes compostos constituintes da parcela outros sejam constituídos principalmente por organoclorados e que apresentem natureza refratária ou até mesmo inerte. De acordo com a literatura, os efluentes de branqueamento de pasta celulósica contêm resinas ácidas, ácidos graxos, fitoesteróis compostos fenólicos clorados, ácidos orgânicos clorados, alcoóis, aldeídos, acetonas, açúcares e hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos (Kringstad e Lindstrom, 1984; Suntio et al., 1988; Walden et al., 1986).

Nas Figuras 4 e 5 são apresentados os resultados de distribuição de massa molar dos efluentes do branqueamento ácido e alcalino após degradação aeróbia e anaeróbia, em termos da concentração de DQO.

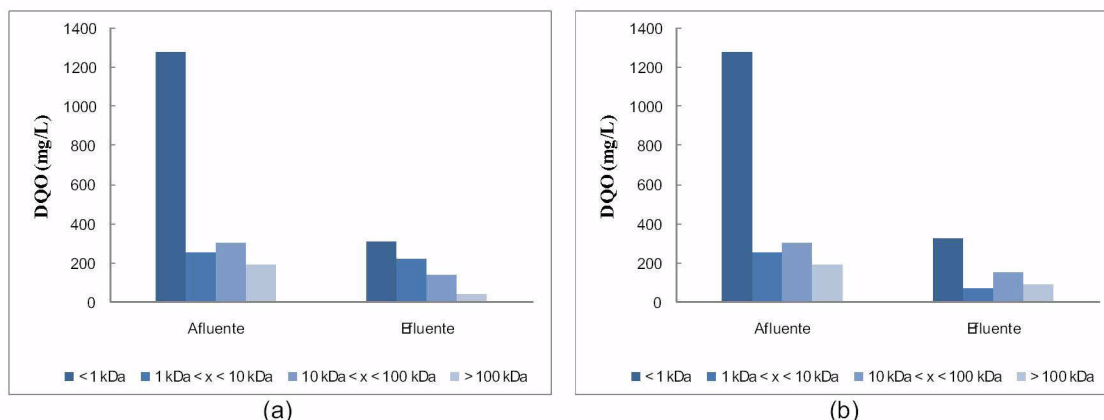


Figura 4: Distribuição de massa molar do efluente ácido pré e pós-degradação (a) aeróbia e (b) anaeróbia em termos de DQO

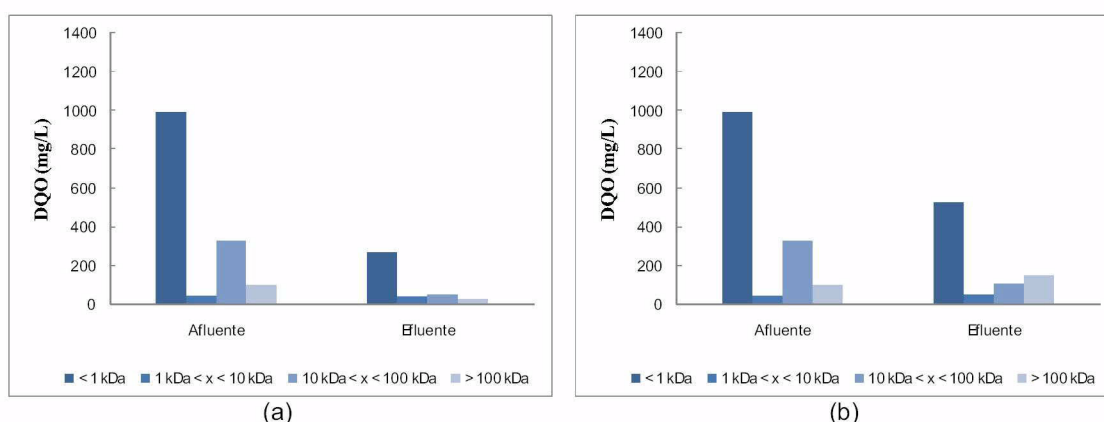


Figura 5: Distribuição de massa molar do efluente alcalino pré e pós-degradação (a) aeróbia e (b) anaeróbia em termos de DQO

Observa-se a predominância da fração de baixa massa molar que pode ser constituída de compostos presentes no efluente que apresentam natureza refratária e sendo assim não foram removidos durante a degradação biológica (fração inerte) ou de compostos liberados durante a degradação biológica. De acordo com a literatura, durante o tratamento biológico, compostos com alta massa molar são transformados em compostos de baixa massa molar, na maioria das vezes em compostos mais tóxicos e persistentes do que os originais (Kringstad e Lindstrom, 1984; Leach e Thakore, 1975; Bjorseth et al., 1976; Leach, 1980; McKague, 1988; Fandry et al., 1989; Martinsen et al., 1988). Entretanto é necessária uma investigação mais detalhada dos compostos residuais para tal confirmação. Estes estudos estão sendo realizadas pelos autores. A baixa redução de compostos de massa molar maior que 1 kDa pode ser responsável pela baixa remoção de cor pela degradação biológica. Desta forma, fica evidente a necessidade de tratamento terciário para a remoção da fração residual aos processos biológicos seja estes aeróbio ou anaeróbio.

4. Conclusão

Tendo em vista o que foi apresentado, a significativa concentração de DQO inerte presente corrobora os resultados de biodegradabilidade destes efluentes sugerindo a demanda sistemas de tratamento que conjuguem processos físico-químicos atuando como etapa de pré ou pós-tratamento a processos biológicos para então conseguir enquadramento dentro do que é exigido pela legislação ambiental. Isso porque a conjugação de sistemas de tratamento aeróbio com anaeróbio provavelmente não apresentaria resultados significativos em termos de redução da DQO inerte, uma vez que o lixiviado apresenta considerável fração de DQO que é inerte tanto a processos aeróbios quanto anaeróbios.

Um sistema físico-químico como etapa de pré-tratamento poderia ser empregado objetivando aumentar a biodegradabilidade dos efluentes. Por sua vez, um tratamento físico-químico como etapa de pós-tratamento objetivaria remover a DQO residual ao tratamento biológico, e poderia ser selecionado e projetado com base na caracterização coletiva. Em caso de predominância de compostos de alto peso molecular uma alternativa seria o emprego de membranas (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração ou osmose reversa), processos específicos de hidrólise (Ex. enzimas imobilizadas), oxidação ou flotação, já para compostos de baixo peso molecular poder-se-ia utilizar carvão ativado, resinas sintéticas, oxidação ou flotação.

Um sistema físico-químico como etapa de pré-tratamento poderia ser empregado objetivando aumentar a biodegradabilidade dos efluentes, visto que uma análise conjunta dos resultados de DQO inerte e biodegradabilidade sugere que os compostos refratários provavelmente não estão promovendo toxicidade significativa aos microrganismos. Por sua vez, um tratamento físico-químico como etapa de pós-tratamento objetivaria remover a DQO residual ao tratamento biológico, e poderia ser selecionado e projetado com base na caracterização mais detalhada apresentada nesse artigo. Exemplo de tratamento que poderiam ser empregados como pós-tratamento são: membranas (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração ou osmose reversa), processos específicos de hidrólise (Ex. enzimas imobilizadas), oxidação, flotação, adsorção em carvão ativado ou resinas sintéticas. Independentemente do processo de tratamento escolhido, este artigo mostra claramente que a caracterização mais detalhada de lixiviados pode subsidiar a escolha e projeto mais racionais de sistemas de tratamento, bem como auxiliar na avaliação da eficiência do processo e entendimento dos fenômenos que ocorrem durante o tratamento.

5. Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pelos recursos financeiros e bolsas concedidas, a FAPEMIG pelos recursos financeiros concedidos e a CENIBRA pelo fornecimento do efluente.

6. Referências bibliográficas

AMARAL, M. C. S. *Caracterização de Lixiviados Empregando Parâmetros Coletivos e Identificação de Compostos*. 2007. 270p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFGM), Belo Horizonte, 2007.

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17th Edition. American Public Health Association, Washington, DC, 2005.

Bjorseth, A., G.E. Carlberg, N. Gjos, M. Moller and G. Tveten, "Halogenated Organic Compounds in Spent Bleach Liquors: Determination, Mutagenicity, Testing and Bioaccumulation", in: *Advances in the Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water*, Vol. 2, L.A. Keith (ed.), Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, Chap. 55, p. 1115-1 164, 1976.

Bryant, C.W. and G.L. Amy, "Organic Halide in Kraft Mill Wastewaters: Factors Affecting In-mill Formation and Removal by Biological Treatment", *TAPPI Proceedings*, p.435-438, 1988).

CLAUSS, F., BELAVOINE, M., HELAINE, D. E MARTIN, G. Controlling the settling of activated sludge in pulp and paper wastewater treatment plant. *Water Sci. Technol.*, v.40, n. 11-12, p.223-229, 1999.

DUBOIS, M., GILLES, K.A. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, v.28, n.3, p.350-356, 1956.

Fandry, C.B., R.E. Johannes and P.J. Nelson, "Pulp Mills: Modern Technology and Environmental Protection", Report to Senator the Hon. John Button, Minister for Industry, Technology and Commerce, Commonwealth of Australia, 68 pp.,1989).

GERMILI, E., ORHON, D., ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters. *Water Science and Technology*. v. 23, pp. 1077-1086, 1991.

Hall, T.J. and Borton, D.L., "Chronic effluent bioassays and their limitations to characterizing effluents," *Tappi Journal* 70:57-59,1987).

HENZE M., GRADY C. P. L. JR, GUJER W., MARAIS G. V. R. e MATSUO T. Activated sludge model No. 1. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1, 1987.

Kringstad, K.P. and K. Lindstrom, "Spent Liquors from Pulp Bleaching", *Environ.Sci. Technol.*, 18(8): 236A-248A, 1984).

Leach, J.M., "Loadings and Effects of Chlorinated Organics from Bleached Pulp Mills", in: *Water Chlorination, Environmental Impact and Health Effects*, Vol. 3, Chap. 30, R.L. Jolley, W.A. Brungs, R.B. Cumming, and V.A. Jacobs (eds.) Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, p. 325- 334, 1980).

LOWRY, O. H.; ROSENBROUGH, N. J.; FARR, R. L.; RANDALL, R. J. Protein measurement with the Folin phenol reagent". *Journal of Biological Chemistry*, v. 193, p. 265-275, 1951.

Martinsen, K., A. Kringstad and G.E. Carlberg, "Methods for Determination of Sum Parameters and Characterization of Organochlorine Compounds in Spent Bleach Liquors from Pulp Mills and Water, Sediement and Biological Samples from Receiving Waters", *Wat. Sci. Tech.*, 20(2): 13-24, 1988).

McKague, A.B., "Characterization and Identification of Organic Chlorine Compounds in Bleach Plant Effluents" in: *Proc. Colloquim on Measurement of Organochlorines*, Pulp & Paper Res. Centre, Univ. of Toronto, Toronto, Ontario, 1988).

PIRES, E.C. & SPRINGER, A.M. - "Remoção eletrolítica de cor: sim, não ou talvez?" - Anais do 26o Congresso Anual de Celulose e Papel da ABTCP, 1993.

POSTMA, T., STROES, J.A.P. Lipid screening in clinical .*Clin. Chim.Acta*, v.22, p.569-578, 1968.

SOUZA, C. L., SILVA, S. Q., AQUINO, S. F., CHERNICHARO, C. A. L. Determinação da biodegradabilidade anaeróbia e aeróbia da espuma produzida em reatores UASB tratando esgotos domésticos. Anais do XV Simpósio Nacional de Bioprocessos, Recife, PE, Brasil, 2005.

Suntio, L.R., W.Y. Shiu and D. Mackay,"A Review of the Nature and Properties of Chemicals Present in Pulp Mill Effluents, *Chemosphere*, 17(7): 1249-1290, 1988).

Walden, C.C., D.J. McLeay and A.B.McKague, "Cellulose Production Process", in: *The Handbook for Environmental Chemistry*, O. Hutzinger (ed.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany, Volume 3, Part D, 1-34,1986).