

SÉRIE TECNOLOGIA AMBIENTAL

Avaliação ecotoxicológica de efluentes da indústria carbonífera

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA

Dilma Vana Rousseff

Michel Miguel Elias Temer Lulia

Vice-Presidente

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Aloizio Mercadante Oliva

Ministro da Ciência e Tecnologia

Luiz Antonio Rodrigues Elias

Secretário-Executivo

Arquimedes Diógenes Ciloni

Subsecretário de Coordenação das Unidades de Pesquisa

CETEM – CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL

José Farias de Oliveira

Diretor

Carlos César Peiter

Coordenador de Apoio Tecnológico à Micro e Pequena Empresa

Arnaldo Alcover Neto

Coordenador de Análises Minerais

Claudio Luiz Schneider

Coordenador de Processos Minerais

Cosme Antônio de Moraes Regly

Coordenador de Administração

Ronaldo Luiz Correa dos Santos

Coordenador de Processos Metalúrgicos e Ambientais

Andréa Camardella de Lima Rizzo

Coordenadora de Planejamento, Acompanhamento e Avaliação

SÉRIE TECNOLOGIA AMBIENTAL

ISSN 0103-7374

ISBN 978-85-61121-79-2

STA - 61

Avaliação ecotoxicológica de efluentes da indústria carbonífera

Zuleica Carmen Castilhos, D.Sc.

Silvia Gonçalves Egler, M.Sc.

Hudson Jean Bianchini Couto, D.Sc.

Silvia Cristina Alves França, D.Sc.

Jorge Rubio, D.Sc.

Cristiane Moreira dos Reis Pereira, Bióloga

Patricia Correa Araujo, Técnica

CETEM/MCT

2011

SÉRIE TECNOLOGIA AMBIENTAL

Luis Gonzaga Santos Sobral

Editor

Andréa Camardella de Lima Rizzo

Subeditor

CONSELHO EDITORIAL

Marisa Bezerra de M. Monte (CETEM), Paulo Sergio M. Soares (CETEM), Saulo Rodrigues P. Filho (CETEM), Silvia Gonçalves Egler (CETEM), Vicente Paulo de Souza (CETEM), Antonio Carlos Augusto da Costa (UERJ), Fátima Maria Zanon Zotin (UERJ), Jorge Rubio (UFRGS), José Ribeiro Aires (CENPES), Luis Enrique Sánches (EPUSP), Virginia Sampaio Ciminelli (UFMG).

A Série Tecnologia Ambiental divulga trabalhos relacionados ao setor minerometalúrgico, nas áreas de tratamento e recuperação ambiental, que tenham sido desenvolvidos, ao menos em parte, no CETEM.

O conteúdo desse trabalho é de responsabilidade exclusiva do(s) autor(es).

Thatyana Pimentel Rodrigo de Freitas

Coordenação Editorial

Vera Lúcia Espírito Santo Souza

Programação Visual

Andrezza Milheiro

Revisão

Avaliação ecotoxicológica de efluentes da indústria carbonífera / Zuleica C. Castilhos [et al]. – Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2011.

78p.: il (Série Tecnologia Ambiental, 61)

1. Efluentes industriais. 2. Tecnologias limpas. 3. Carvão. I. Centro de Tecnologia Mineral. II. Castilhos, Zuleica Carmen. III. Egler, Silvia Gonçalves. IV. Couto, Hudson J. B. V. França, Silvia C. A. VI. Rubio, Jorge. VII. Pereira, Cristiane M. R. VIII. Araújo, Patrícia Correa. IX. Série.

SUMÁRIO

RESUMO	07
ABSTRACT	09
1 INTRODUÇÃO	11
1.1 Tecnologias de tratamento de efluentes líquidos	15
2 OBJETIVO	23
3 MATERIAIS E MÉTODOS	24
3.1 Efluentes estudados	24
3.2 Parâmetros físico-químicos e análises químicas dos efluentes estudados	25
3.3 Tratamento de efluentes com FAD em escala de bancada – Carvão 1N	25
3.4 Tratamento de efluentes com neutralização/floculação e sedimentação lamelar – Carvão 2	28
3.5 Testes com organismos aquáticos no LECOMIN	29
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	35
4.1 Parâmetros físico-químicos e análises químicas dos efluentes estudados	35
4.2 Efluente Carvão 1N	38
4.3 Efluente Carvão 1BB	55
4.4 Efluente Carvão 2	58
5 CONCLUSÕES	61
6 AGRADECIMENTOS	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
ANEXO	71

RESUMO

Os efluentes oriundos do beneficiamento de carvão mineral, após diferentes tratamentos, foram avaliados através de testes ecotoxicológicos. Os resultados dos testes de toxicidade aguda, com *D. simillis* mostraram que na comparação da magnitude de toxicidade entre os efluentes Carvão 1N (Neutralizado em bacia de decantação ou tratado por Flotação por Ar Dissolvido em bancada com: (a) sulfato de alumínio como coagulante e uma eterdiamina (Flotigam) como coadjuvante de floculação e (b) sulfato férrico como coagulante e dois floculantes poliméricos comerciais (Nalco e Magnafloc), Carvão 1BB (Carvão 1N após tratamento em Bacia Biológica em campo) e Carvão 2 (Drenagem Ácida de Mina fraca, pH 2,7, tratada via Neutralização-Floculação-Sedimentação-Lamelar em campo), o efluente Carvão 1N apenas neutralizado mostra a mais alta toxicidade, como era de se esperar, seguido pelo efluente Carvão 2 com 0% de imobilidade em 10% da concentração do efluente e pelo Carvão 1BB com 0% de imobilidade em 75-50% da concentração do efluente. Por outro lado, o Carvão 1N, quando tratado por FAD tendo como coagulante sulfato férrico e floculante Nalco na concentração de 2,5 mL/L, e em pH 7,0, mostrou 0% de imobilidade sem diluição (100% do efluente), sendo o melhor desempenho obtido. Porém, é necessário estudo sobre a vazão dos efluentes e do corpo receptor para melhor avaliar as condições de descarte, conforme recomendado pela Fundação do Meio Ambiente (FATMA, 2002) e Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA, 2006). Entretanto, quando a toxicidade crônica deste efluente tratado por FAD, tendo como coagulante sulfato férrico e floculante Nalco na concentração de 2,5 mL/L, e em pH 7,0, foi avaliada com *Ceriodaphnia dubia* e *Pseudokirchneriella subcapitata*, os re-

sultados indicaram alta toxicidade. Desta maneira, os resultados obtidos com os testes ecotoxicológicos agudos e crônicos evidenciaram a necessidade da realização de testes com diferentes enfoques (agudos e crônicos) e distintos organismos para uma melhor compreensão da sensibilidade e dos efeitos de diferentes contaminantes na biota aquática. Os resultados das análises químicas dos efluentes mostraram que, em geral, os tratamentos decresceram, com alta eficiência, a acidez e os teores de Al, Fe e Zn, enquanto menor sucesso foi alcançado no decréscimo do sulfato, sólidos dissolvidos e Mn.

Palavras-chave

Efluentes, carvão, tecnologias limpas, avaliação ecotoxicológica.

ABSTRACT

The effluents from the beneficiation of coal processing, after have been undergone different treatments, were evaluated through ecotoxicological tests. The results of acute toxicity test with *Daphnia similis* showed that in comparison to the magnitude of toxicity from the effluent Coal 1N (Neutralized on site and after treatment by Dissolved Air Flotation – DAF – in laboratory), Coal 1BB (Coal 1N after treatment by Biological Basin on site) and Coal 2 (an Acid Mine Drainage treated by Neutralization-Flocculation- Lamella Settling – NFLS – on site), the effluent Coal 1N only neutralized showed the highest toxicity, as expected, followed by effluent Coal 2 which showed immobility of 0% in 10% concentration of effluent and Coal 1BB which showed immobility of 0% in 75-50% concentration of effluent. On the other hand, the best performance was obtained with the effluent Coal 1N treated with DAF via ferric sulphate coagulant, flocculant Nalco to 2.5 mL/L adjusted to pH 7.0, with 0% of immobility without dillution (100% effluent). However, it is necessary to study effluent flow of and the receiving body for better assessing the disposal conditions, as recommended by Fundação do Meio Ambiente (FATMA, 2002) e Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA, 2006). However, when the effluent chronic toxicity treated by DAF, with ferric sulphate as coagulant and Nalco flocculant at a concentration of 2.5 mL/L and pH 7.0, was assessed with *Ceriodaphnia dubia* and *Pseudokirchneriella subcapitata*, the results indicated high chronic toxicity. Thus, the results obtained with acute and chronic ecotoxicity tests showed the necessity of testing with different approaches (acute and chronic) and different organizations for a better understanding of the sensitivities and effects of pollutants on aquatic organisms. The results of

chemical analysis of effluents showed that, in general, the treatments decreased efficiency with high acidity and Al, Fe and Zn contents of, while less success was achieved in the reduction of sulfate, dissolved solids and Mn.

Keywords

Effluents, coal, clean technologies, ecotoxicological assessment.

1 | INTRODUÇÃO

Durante as últimas décadas, vem crescendo o interesse pelo uso de bioindicadores (biomonitoramentos e/ou bioensaios) na avaliação do potencial tóxico de substâncias no meio ambiente (SVENDSEN e WEEKS, 1996). A avaliação da ecotoxicidade é, geralmente, realizada pela observação de efeitos letais e subletais, tais como imobilidade, mudanças morfológicas, comportamentais, fisiológicas, citogenéticas e de fertilidade. Além de auxiliarem no entendimento das relações entre a poluição e suas consequências biológicas, os testes de toxicidade são utilizados, também, no estabelecimento de critérios de qualidade de águas e sedimentos para a proteção da biota aquática (CETESB, 2005), bem como no monitoramento de efluentes líquidos e de áreas de influência (CETESB, 2005).

Microcrustáceos das espécies *Daphnia similis* e *Daphnia magna*, encontrados em diversos ecossistemas da Europa e dos Estados Unidos, vêm sendo largamente utilizados na avaliação da toxicidade aguda de ambientes fluviais degradados. O amplo emprego desses microcrustáceos na avaliação da toxicidade se justifica, de uma forma geral, pelo fato desses organismos desempenharem papel importante na cadeia trófica aquática, uma vez que se alimentam de algas e servem como alimento para consumidores secundários. Além disso, são abundantes em ambientes fluviais, e podem ocupar diferentes níveis tróficos (ZAGATTO, 2006).

A legislação federal Resolução 357/05 (CONAMA, 2005) estabelece condições e padrões para o lançamento direto ou indireto de efluentes nos corpos de água. Segundo a mesma, no que diz respeito aos testes ecotoxicológicos, são os órgãos estaduais competentes que devem estabelecer os critérios de

toxicidade. Atualmente, apenas os estados de Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, São Paulo e Santa Catarina possuem critérios ecotoxicológicos para regulamentação do lançamento de efluentes líquidos: COPAM/CERH-MG, nº 1 (COPAM/CERH, 2008), IAP 19 (IAP, 2006), FEEMA - NT-213.R-4 (FEEMA, 1990), Resolução CONSEMA nº 129/2006 (CONSEMA, 2006), Resolução SMA-03/1976 (SÃO PAULO, 1976) e Portaria 017/02 (FATMA, 2002), respectivamente.

Nesses estados, o controle está relacionado com a toxicidade permissível e a capacidade assimilativa do corpo hídrico receptor, ou seja, com um balanço de massa de vazões do corpo receptor e do efluente, que deve ser relacionado com os resultados dos testes de toxicidade aguda e crônica (BERTOLETTI, 2008) (Anexo I).

No Brasil, o carvão mineral é a maior fonte de energia elétrica não renovável, mas a sua mineração, nos moldes efetuados até recentemente, vem acarretando sérios impactos ao meio ambiente (van HUYSSSTEEN *et al.*, 1998). As drenagens ácidas de minas (DAM) são geradas pela oxidação natural de sulfetos minerais sulfetados, principalmente a pirita (FeS_2), pela ação combinada da água e oxigênio. A DAM é um resíduo líquido caracterizado por elevada acidez e altas concentrações de sulfato e de metais como alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês (Mn). Na mineração e beneficiamento do carvão, os resíduos sólidos (rejeitos finos e grossos) e o estéril do carvão podem gerar a drenagem ácida e atingir cursos d'água superficiais, solo e águas subterrâneas (van HUYSSSTEEN *et al.*, 1998) e constituem-se num dos maiores desafios que devem ser enfrentados sobretudo no que diz respeito ao seu controle e/ou à minimização de seus efeitos.

A acidez gerada a partir desse processo químico constitui, por si só, um desequilíbrio das condições ambientais na área de influência do empreendimento mineiro, além de aumentar a solubilidade de diversos metais tóxicos. Os sulfetos de ferro ainda contribuem para as emissões atmosféricas de SO_2 , possibilitando a ocorrência de chuvas ácidas (ALEXANDRE, 2000). Uma vez liberados para o meio ambiente, esses poluentes podem sofrer transformações químicas e/ou físicas, com transferência entre compartimentos ambientais.

Em decorrência da oxidação da pirita e subsequente geração de ácido sulfúrico, ecossistemas aquáticos afetados pela drenagem ácida comumente apresentam elevadas concentrações de sulfato (ALEXANDRE e KREBS, 1995 e DNPM, 1999). Além disso, o pH ácido das águas superficiais interfere na especiação e distribuição geoquímica dos metais, favorecendo sua partição para a fração dissolvida, bem como sua liberação a partir de solos e sedimentos aquáticos.

Diversos trabalhos foram realizados para a avaliação da qualidade das águas superficiais na Bacia Carbonífera de Santa Catarina, dentre os quais se destacam CETEM (2000), Alexandre (2000), Marcomim (1996), entre outros. Em recente monitoramento da qualidade das águas da bacia carbonífera sul catarinense, executado sob coordenação do CETEM (CASTILHOS *et al.*, 2010), foi proposta uma abordagem dinâmica (com base no balanço de massa de contaminantes) para identificação e priorização de segmentos fluviais críticos de contaminação nas bacias dos rios Araranguá (sub-bacia do Rio Mãe Luzia), Tubarão e Urussanga. A referida metodologia foi, anteriormente, aplicada à avaliação dos impactos ambientais nas águas fluviais da região do Baixo Jacuí (sistema fluvial afetado

pela mineração de carvão no Estado do RGS) (GUERRA, 2000) e em diversos trabalhos de avaliação da qualidade ambiental de recursos hídricos (LAYBAUER e BIDONE, 1997, ORTIZ, 1999, TRAVASSOS e BIDONE, 1996).

O monitoramento realizado por Castilhos *et al.* (2010) consolidou a importância de alguns parâmetros-chave na avaliação da qualidade das águas da Bacia Carbonífera Sul Catarinense - pH, acidez, ferro, alumínio, manganês, sulfato, sólidos em suspensão, zinco, sílica e mercúrio - bem como a realização de testes ecotoxicológicos em águas e solos aluviais, utilizando microcrustáceo (*Daphnia magna*) e minhocas (*Eisenia andrei*) como organismos-teste. Os resultados indicaram pH entre 3 e 4 durante a estação seca. Os valores de alumínio, ferro, manganês, sulfato, zinco, acidez e sólidos totais e dissolvidos estavam acima dos valores orientadores de CONAMA (2005). Das três bacias estudadas, Rio Araranguá, Rio Tubarão e Rio Urussanga, a mais impactada foi a do Rio Araranguá.

Os dados obtidos por Castilhos *et al.* (2010) corroboram a necessidade de tratamento dos efluentes da indústria carbonífera brasileira como ponto de partida para a recuperação ambiental dessas áreas. A abordagem ecotoxicológica visando à orientação nas melhores tecnologias de tratamento de efluentes permite a seleção de tratamentos ao mesmo tempo eficazes e preservadores da qualidade ambiental do entorno do empreendimento minero-metalúrgico.

1.1 | TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS

1.1.1 | Flotação por Ar Dissolvido (FAD)

No tratamento de efluentes para os quais a diferença de densidade entre as fases é pequena, como no caso de efluentes líquidos em geral, torna-se difícil ou mais demorada a utilização de processos tais como a decantação ou centrifugação na separação das fases. Neste contexto, a flotação, processo de concentração de fases, de uso já consagrado no beneficiamento de minérios, surge como alvo de grande interesse para tratamento destes efluentes.

O processo de separação por flotação, fortemente, depende de características interfaciais, como a afinidade superficial das partículas pela fase gasosa (ar) ou pela fase líquida (água). No processo de flotação, geralmente se designa a característica da fase dispersa de se aderir às bolhas de ar no seio da fase líquida, de hidrofobicidade, que exprime a tendência dessas espécies a terem maior afinidade pela fase gasosa do que pela fase líquida. Em geral, praticamente todas as espécies imersas na fase líquida (água) têm a superfície molhada, ou seja, têm maior afinidade pela fase líquida (LUZ *et al.*, 2004). Sendo assim, existe uma série de produtos químicos que podem alterar as características interfaciais entre bolha-partícula, de modo a mudar significativamente o comportamento hidrofílico das espécies e o desempenho do processo de flotação. Na flotação os principais reagentes utilizados são os seguintes:

- Coagulantes - Em geral são sais inorgânicos que neutralizam as cargas elétricas das partículas em suspensão, formando os coágulos.

- Reguladores - São produtos químicos (ácidos ou bases) que agem de forma a controlar o pH e propiciar melhores condições para atuação dos reagentes.
- Floculantes - Os agentes floculantes atuam na aglomeração das partículas da fase dispersa, possibilitando a formação de agregados maiores e menos densos mais susceptíveis a serem separados por flotação.

De uma forma geral, o tratamento de efluentes através do processo de flotação pode ser dividido em duas etapas: uma primeira etapa na qual são geradas as bolhas de ar que promovem o contato bolha-partícula e uma segunda etapa na qual é feita a separação do agregado bolha-partícula formado, levando à formação de uma corrente de efluente tratado e uma corrente concentrada em partículas. A Figura 1 mostra esquematicamente as etapas para o tratamento de efluentes líquidos por flotação (COUTO *et al.*, 2003).

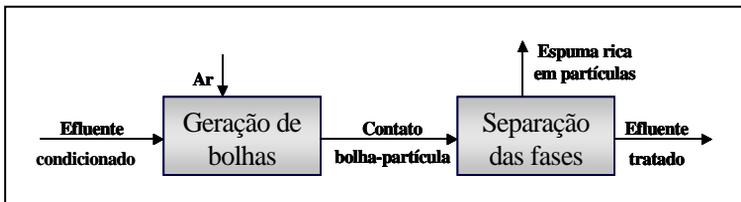


Figura 1. Esquema geral do tratamento de efluentes através da flotação.

Em relação aos diferentes processos de flotação existentes, os principais são: flotação por ar induzido (FAI) e flotação por ar dissolvido (FAD).

Quando se trata dos processos de FAD, a geração de bolhas é feita por saturação do efluente com ar em tanques a pressões superiores à pressão atmosférica, seguido de uma decompressão súbita em uma válvula tipo agulha ou em dispositivos

de restrições de fluxo como, por exemplo, placa de orifício. Neste tipo de processo a separação das fases é feita em equipamentos como colunas ou tanques de flotação.

A FAD está relacionada à concentração de sólidos utilizada e ao volume de ar introduzido em cada processo. Na FAD a concentração de sólidos normalmente utilizada é baixa (0,1–3% em massa). Em relação ao volume de ar introduzido, na FAD, são liberados cerca de 20–30 L/m³ de alimentação (equivalente a 30–50% de reciclo do efluente tratado (RUBIO *et al.*, 2002, RODRIGUES e RUBIO, 2007).

Em geral, a FAD vem sendo aplicada em operações de separação de partículas pequenas e leves, flocos de hidróxidos, íons-metals, bactérias, óleo emulsionado etc., geralmente particulados com massa específica próxima a da água, o que dificulta a separação por métodos convencionais como a sedimentação (RUBIO *et al.*, 2002).

Recentemente, a FAD tem surgido com potencial em diversas aplicações minerais (RUBIO *et al.*, 2007), como na separação sólido-líquido visando à recirculação de água de processo (clarificação) e nos processos de neutralização de drenagem ácida de mina com cal; no tratamento de efluentes líquidos removendo poluentes como óleo, metais pesados, íons, precipitados coloidais, coletores e espumantes orgânicos residuais, no tratamento de água filtrada a partir de concentrados da flotação de minérios e no tratamento e recuperação de finos da indústria mineral (RUBIO *et al.*, 2002, RUBIO *et al.*, 2007).

Diversos mecanismos de interação bolha-partícula, além da adesão comum por forças hidrofóbicas, têm sido propostos na literatura sobre a flotação com microbolhas, a exemplo da FAD (SOLARI e GOCHIN, 1992, RUBIO *et al.*, 2002, CARÍSSIMI e

RUBIO, 2005, RODRIGUES e RUBIO, 2007). Os mais importantes são a nucleação na superfície de sólidos, fenômeno no qual parte do ar dissolvido nucleia (surge) na superfície do sólido e, em seguida, cresce em forma de microbolhas; a captura de bolhas no interior dos flocos, conhecido como *entrapment*, promove uma queda drástica na densidade do agregado bolha-partícula, melhorando o processo de flotação e o arraste de flocos, *entrainment*, por uma nuvem de bolhas (ligadas ou não aos flocos), que depende principalmente das condições hidrodinâmicas do sistema e da distribuição do diâmetro de bolhas.

Recentes estudos têm mostrado que micro-bolhas geradas pela FAD podem ser empregadas juntas com bolhas convencionais (geradas, por exemplo, por distribuidores de ar instalados no interior de colunas de flotação) para aumentar a recuperação de partículas minerais, principalmente as mais finas (SIVAMOHAN, 1990, RUBIO *et al.*, 2003, RODRIGUES e RUBIO, 2007). De acordo com esses autores, o que ocorre, efetivamente, é um aumento da área superficial de contato de bolhas com a diminuição de sua distribuição de tamanho, o que proporciona aumento na captura e na recuperação de finos.

A FAD tem sido amplamente estudada e utilizada para remoção de contaminantes e recuperação de produtos em efluentes aquosos industriais, nos últimos 20 anos (CAPPONI *et al.*, 2006). É um processo largamente utilizado em países escandinavos, na Bélgica, Holanda, no Reino Unido e também em países da Ásia e na Austrália, além de ser considerada uma tecnologia emergente na América do Norte, com existência de várias plantas operando nos Estados Unidos (EDZWALD, 1995).

No Brasil são encontradas aplicações de FAD no tratamento de água do mar, para alimentação de piscinas artificiais, de lagoas em parques urbanos e de água de rios, como por exemplo, a do Rio Negro em Manaus - AM e do Canal Pinheiros em São Paulo-SP (OLIVEIRA, 2004). Nesse último exemplo de aplicação, destaca-se a grande capacidade de tratamento (25.000 a 36.000 m³/h), sendo consideradas as maiores unidades de FAD do mundo (CARÍSSIMI e RUBIO, 2005).

Acredita-se que, em um futuro próximo, a FAD poderá ser aplicada com eficiência para tratamento de efluentes de diversas indústrias, inclusive de mineração, não apenas na adequação às legislações vigentes, mas também, com objetivo de reciclo e reuso de água, considerada uma fonte finita e de custos cada vez mais elevados (TESSELE *et al.*, 1998, RODRIGUES e RUBIO, 2007).

1.1.2 | Neutralização, Floculação e Sedimentação Lamelar (NFSL)

Entre os métodos de abatimento ativos para a remediação da DAM está a neutralização química. A adição de reagentes alcalinos, principalmente cal, resulta na precipitação dos íons metálicos dissolvidos, precipitação conjunta de íons e hidróxidos. Porém, este processo pode gerar um resíduo com alta salinidade de difícil remoção de íons metálicos em um único pH de precipitação.

A floculação ocorre pela adição de agentes que apresentam afinidade com as partículas em suspensão, servindo de conexão entre elas, formando as pontes poliméricas. Após a adição, são formados os flocos primários (microfloculação) durante a agitação rápida. Para a formação de flocos maiores (macroflo-

culação) e sedimentação é necessária uma agitação mais lenta.

A sedimentação lamelar (SL) surgiu como concorrente da flotação por ar dissolvido no tratamento de DAM (RUBIO e SILVA, 2009). O sedimentador lamelar é um clarificador/espessador gravitacional com um conjunto de lâminas ou dutos com inclinação acentuada que possibilitam a formação de canais de fluxo laminar entre elas, compactando o sistema de sedimentação (SILVA, 2009). A inclinação acentuada auxilia na remoção contínua dos flocos que escorrem para o fundo do sedimentador.

Existem três tipos de SL: (a) contracorrente, no qual a alimentação é realizada na base do sedimentador em fluxo contrário da sedimentação das partículas; (b) cocorrente, no qual a alimentação é realizada no topo do sedimentador em fluxo de mesmo sentido da sedimentação das partículas e (c) transversal, no qual a alimentação é realizada transversalmente às lamelas. Fatores como espaçamento, ângulo de inclinação e comprimento das lamelas determinam a eficiência da sedimentação. Culp *et al. apud* Silva (2009) observaram que um ângulo de 50° aumenta a eficiência da sedimentação.

No Brasil, a sedimentação lamelar é empregada no tratamento de efluentes de carvão, efluentes de tratamentos petroquímicos e de águas em ETA (SILVA, 2009).

1.1.3 | Áreas alagadas construídas (*constructed wetlands*)

Sistemas passivos de tratamento de efluentes foram projetados para a utilização de processos físicos, químicos e biológicos naturais que ocorrem entre água, solo, plantas, micro-organismos e atmosfera. Eles são, conseqüentemente, de baixo custo

devido à pouca ou nenhuma manutenção, pela pequena adição de reagentes químicos e pela utilização de inclinação natural entre os pontos de admissão e descarga do sistema. Dois aspectos são essenciais para o funcionamento do sistema: a qualidade da água e as taxas de descarga (vazão). Entre os parâmetros da água, as concentrações de oxigênio dissolvido (OD), pH, potencial redox (Eh), condutividade, alcalinidade e concentrações de alguns elementos importantes da característica do efluente a ser tratado devem ser conhecidas. Quanto à vazão, esta está intrinsecamente relacionada com o dimensionamento do sistema.

Áreas alagadas construídas (*constructed wetlands*) é um entre os diferentes sistemas passivos para o tratamento de efluentes. Para o tratamento da DAM, estas surgiram da observação de áreas alagadas naturais. O seu sucesso está relacionado com a neutralização e remoção de metais dissolvidos. As áreas alagadas construídas devem ter sempre o fundo impermeabilizado, uma camada de calcário moído, uma de substrato orgânico onde podem ser plantadas diferentes espécies vegetais (TRINDADE e SOARES, 2004). O dimensionamento das áreas é calculado levando em consideração a quantidade de massa precipitada/tempo, clima, pH, concentração dos metais de interesse, vazão de admissão e descarte e tipo de biomassa. O tempo de residência é dimensionado para que seja alcançado o resultado desejado.

A oxidação, hidrólise e precipitação dos metais ocorrem nos banhados aeróbicos, que funcionam melhor com profundidades de 0,1 a 0,5 m, fluxo superficial, pH próximo de 5,5 e excesso de alcalinidade. A redução de sulfatos a sulfetos e a formação de bicarbonato ocorrem nos banhados anaeróbicos. Neste

ambiente anaeróbico proliferam as bactérias redutoras de sulfato que se alimentam do material orgânico. O fluxo é submerso e o sistema de drenagem do fundo força a DAM através da camada de calcário e de matéria orgânica (TRINDADE e SOARES, 2004).

Firpo e Schneider (2007) realizaram estudo de tratamento passivo em banhados construídos misto com efluente tratado pelo processo de precipitação/sedimentação, para a remoção de manganês e sulfatos. O sistema consistia em um banhado anaeróbico seguido de um aeróbico com diversos tempos de retenção do efluente. A remoção de manganês foi ineficiente para qualquer tempo de retenção e, para sulfato, a remoção foi baixa (entre 10 e 20%) em 20 e 10 dias, respectivamente.

2 | OBJETIVO

O objetivo geral deste estudo foi avaliar a efetividade de diferentes tecnologias de tratamento na qualidade de efluentes da atividade de mineração de carvão, utilizando indicadores ecotoxicológicos (teste agudo com o cladocero *Daphnia similis* e crônicos com o cladocero *Ceriodaphnia dubia* e a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*).

3 | MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 | Efluentes estudados

Os efluentes de mineração de carvão foram identificados como:

- Efluente Carvão 1N – efluente neutralizado com soda cáustica em bacia de decantação; coletado de uma bacia para onde converge toda a água da mina, incluindo de subsolo, águas que percolam pilhas de rejeitos, pá-tios, de natureza ácida ou não. Este efluente foi testado ecotoxicologicamente apenas neutralizado e após tratamento por Flotação por Ar Dissolvido – FAD, utilizando diferentes coagulantes e floculantes, seguindo as sequências experimentais 01 e 02, conforme descrito, abaixo, no item “Tratamento dos Efluentes com FAD em escala de bancada – Carvão 1N”.
- Efluente Carvão 1BB – efluente Carvão 1N após tratamento em bacia biológica; coletado em área naturalmente alagada, após passar por bacia biológica e antes de desaguar em corpo hídrico receptor. A água que chega à bacia biológica é oriunda do sobrenadante das bacias de decantação dos rejeitos finos de carvão, após decantação dos mesmos.
- Efluente Carvão 2 – efluente tratado por processo de Neutralização, Floculação e Sedimentação Lamelar (NFSL); coletado bruto de boca de mina de carvão desativada, denominada SS-16 (RUBIO e SILVA, 2009).

3.2 | Parâmetros físico-químicos e análises químicas dos efluentes estudados

Os parâmetros físico-químicos analisados foram escolhidos seguindo monitoramentos pretéritos realizados em áreas de mineração de carvão (CASTILHOS *et al.*, 2010, ALEXANDRE, 2000, MARCOMIN, 1996) e em recomendações feitas por USEPA (2005).

Nos testes de ecotoxicologia o pH foi medido com o equipamento DM-2 da Digimed, a condutividade com o equipamento RL060C da Thermo e oxigênio dissolvido com o equipamento DM-4P da Digimed. Nos experimentos de FAD, as medidas de pH foram obtidas utilizando o Phmetro Digimed DM-2 e de turbidez com o Turbidímetro Hach 2100P.

As análises químicas das amostras neutralizadas e tratadas foram realizadas na Innolab do Brasil, seguindo métodos (2310-B; 3030-F, 3120-B; 2540-B e 4500-E) do *American Public Health Association - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21^a ed. 2005.

3.3 | Tratamento de efluentes com FAD em escala de bancada – Carvão 1N

Os experimentos foram realizados utilizando o aparato experimental mostrado na Figura 2. A coluna foi previamente carregada com o efluente Carvão 1N (Figura 1, 3) e imediatamente agitada a uma rotação de 300 rpm. Em seguida, o coagulante foi adicionado, mantendo a agitação por 1 minuto, e o pH da suspensão, ajustado para o valor pré-estabelecido no experimento (vide abaixo). A rotação foi reduzida para 70 rpm durante 10 minutos, sendo o floculante adicionado aos 5 minutos.

Logo após esta etapa, a agitação foi interrompida e o líquido saturado com ar, proveniente do tanque de pressurização (Figuras 1 e 2), foi descartado para a coluna, promovendo o processo de flotação. A pressão de saturação do ar utilizada foi de 4,5 bar. A quantidade de líquido saturado com ar foi controlada de acordo com a razão de reciclo de 30%. Depois de 5 a 7 minutos de flotação, amostras do clarificado foram coletadas para análise de turbidez e posterior cálculo da eficiência de remoção. Parte do clarificado coletado foi armazenado numa câmara fria a 6°C para posteriores análises químicas (determinação de metais, sulfatos etc.) e testes de ecotoxicidade.

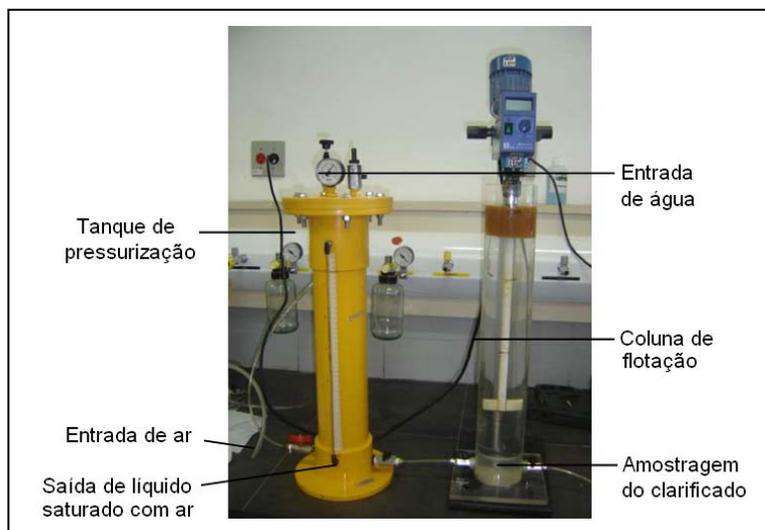


Figura 2. Aparato experimental de FAD em escala de bancada.

A eficiência de remoção de partículas foi calculada em função do teor de turbidez na alimentação (T_o) e no clarificado (T_f), além do volume final (V_f) e inicial (V_o) na coluna de flotação, conforme equação abaixo.

$$\eta_c (\%) = \left(1 - \frac{T_f \cdot V_f}{T_o \cdot V_o} \right)$$

A razão entre volume final e inicial é usada para corrigir a eficiência do processo devido à diluição do efluente com água saturada com ar, considerando assim a eficiência obtida apenas pelo processo de flotação, denominada eficiência corrigida (η_c).

A quantidade de água saturada com ar introduzida na coluna de flotação, em relação à quantidade de efluente a ser tratado, é quantificada pela razão do reciclo, calculada pela razão entre o volume final menos o inicial e o volume inicial, multiplicada por 100.

Foi realizado um planejamento experimental aplicado ao processo de flotação por ar dissolvido (FAD) para o tratamento do efluente Carvão 1N. O planejamento experimental visou a avaliar a influência e a importância de variáveis operacionais inerentes ao processo de FAD (variáveis independentes ou avaliadas) sobre a eficiência do mesmo (variável dependente ou resposta), a partir de um número reduzido de experimentos. Além disso, pretendeu-se também maximizar a eficiência do processo em relação às variáveis de estudo.

O planejamento experimental utilizado foi o tipo fatorial completo do tipo 2^k , sendo k o número de variáveis avaliadas, sendo uma variável dependente e três independentes, a saber:

- Variável dependente: eficiência do processo (η).
- Variáveis independentes: Concentração de coagulante (C_c), concentração de floculante (C_f) e pH do efluente.

Na sequência experimental 01 foram realizados oito experimentos com uma tréplica no ponto central para avaliar o erro

experimental. O coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3]$ e o agente floculante Flotigan (uma eterdiamina produzida pela Clariant®). Foram avaliadas três medidas de pH: 2,5, 5,0 e 7,5.

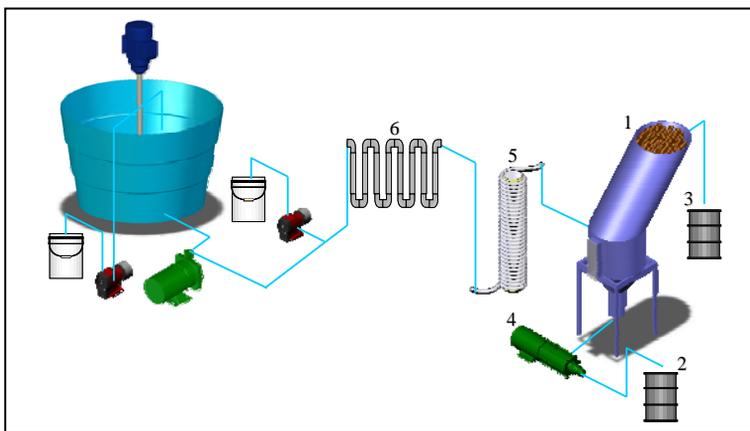
Estabelecidas as melhores faixas de operação a partir do planejamento experimental e com base nos ensaios de ecotoxicidade, foram programados novos ensaios de flotação por ar dissolvido, denominados sequência experimental 02, utilizando-se novos reagentes químicos. Nestes ensaios, foram utilizados o coagulante sulfato férrico $[\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3]$ e dois tipos de floculantes poliméricos comerciais: o Magnafloc 338 (produzido pela Ciba®) e o N-99-005B da Nalco®, totalizando seis experimentos. O pH foi mantido em 7,0.

A eficiência dos processos utilizados foi estimada pelo cálculo da porcentagem de redução dos parâmetros químicos e físico-químicos avaliados. A porcentagem de redução foi calculada pela razão entre a quantidade removida e a quantidade inicial, multiplicado por 100. A quantidade removida foi obtida pela diferença entre os resultados das análises físico-químicas e químicas no efluente Carvão 1N e os aqueles obtidos após os tratamentos.

3.4 | Tratamento de efluentes com neutralização/ floculação e sedimentação lamelar – Carvão 2

O efluente Carvão 2 foi tratado conforme descrição detalhada em Rubio e Silva (2009), aqui brevemente descrito (Figura 3). O efluente foi acondicionado e neutralizado em tanques onde foi adicionada cal para regular o pH na faixa desejada visando a precipitação de hidróxidos de Fe e Al. Após o ajuste do pH para 7,0, o efluente foi bombeado para a unidade de floculação

hidráulica em linha (Floculador Serpentinado e Reator Gerador de Flocos – RGF, nessa ordem) para formação dos flocos, onde foi adicionado Flonex 9045 (poliacrilamida catiônica de alto peso molecular) da Floerger® através de bomba dosadora. Após a floculação, os flocos foram submetidos ao sistema de tratamento SL – Sedimentador de Lamelas, para a separação dos precipitados. A vazão do efluente tratado foi de $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.



Fonte: Rubio e Silva (2009).

Figura 3. Unidade SL, sedimentação lamelar ($\sim 1-1.5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) aplicada no tratamento de DAM-SS-16-região de Criciúma/SC: (1) SL (sedimentador de lamelas com tubos inclinados); (2) Lodo decantado; (3) Água tratada; (4) Bomba do lodo decantado; (5) RGF (Reator Gerador de Flocos); (6) FS (Floculador Serpentinado).

3.5 | Testes com organismos aquáticos no LECOMIN

Os parâmetros físico-químicos como pH, condutividade e oxigênio dissolvido foram medidos quando os efluentes chegaram

ao Laboratório de Ecotoxicologia Aplicado à Indústria Mineral-metálica (LECOMIN), antes de serem congelados.

Os três organismos – *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Pseudokirchneriella subcapitata* – foram obtidos na Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB). Os cultivos e testes seguiram as normas da ABNT-NBR (2004 – *D. similis*, 2005 – *C. dubia*, 2005 – *P. subcapitata*) e CETESB (2005).

A água de manutenção e de diluição para as soluções-teste utilizadas foi o Meio MS para *D. similis*, o Meio LC-Oligo para *P. subcapitata* e Água Reconstituída (água de fonte natural mais água processada) para *C. dubia*. A substância de referência usada para os testes de sensibilidade foi o cloreto de sódio (NaCl) para os três organismos.

Os alimentos fornecidos aos cladóceras foram uma suspensão algácea de *P. subcapitata*, sendo que para *D. similis* na concentração de 1 a 5×10^6 e para *C. dubia* na de 1 a 5×10^5 células por organismo, respectivamente. Os cultivos de *C. dubia* também receberam alimento composto (fermentado de ração para peixe mais levedura).

Os seguintes parâmetros foram monitorados na água de manutenção e diluição das soluções-teste, na água final dos testes e nas amostras: pH (pHmetro Digimed DM-2), condutividade (condutímetro Thermo RL060C) e oxigênio dissolvido (oxímetro Digimed DM-4). A dureza da água de manutenção e diluição das soluções-teste foi ajustada entre 40 e 48 g CaCO₃/L.

Os cultivos foram mantidos em Câmaras de Germinação (aqui denominadas Incubadoras) da marca Tecnal, modelo 401, e Nova Ética, modelo B.O.D. 411. As temperaturas foram ajustadas para $20 \pm 2^\circ\text{C}$ para *D. similis* e $24 \pm 2^\circ\text{C}$ para *C. dubia*. O

fotoperíodo adotado para ambos os cladóceras foi de 16 h luz e 8h escuro, com 1000 lux de luminosidade (luz fria).

Os organismos foram mantidos em recipientes de vidro separados em faixas de idade. Recipientes de 2 L com 1,6 L de meio para *D. similis* em faixas de 0-7 dias, 7-14 dias, 14- 21 dias e 21-28 dias de idade com em média 50 organismos/ recipiente e recipientes de 600 mL com 500 mL de meio para *C. dubia* em faixas de 0-7 dias, 7-14 dias e 14-21 dias de idade com em média 60 organismos/recipiente.

A suspensão algácea, tanto para alimento dos cladóceras, quanto para teste foi mantida em incubadora com luz e aeração (bomba de aquário) constantes e 21°C de temperatura, durante a fase exponencial de crescimento. Para seu preparo era retirado, em fluxo laminar, organismos do cultivo em meio sólido (com alça de platina) ou utilizado um pequeno volume de cultivo líquido. Após o período de crescimento, em média sete dias, para a preparação do alimento, a suspensão algácea era centrifugada (centrífuga Presvac, modelo DCS 16RV) e, em seguida, após era descartado o meio sobrenadante e o sedimentado ressuspense em água de manutenção para *D. similis* e realizada a contagem do número de células/mL com Câmara de Neubauer. O alimento foi mantido em frasco ambar sob refrigeração de 4°C e utilizado por duas semanas.

Os testes agudos com o cladocera *D. similis* foram realizados utilizando fêmeas de 6 a 24 horas de idade, expostas à amostra-teste por um período de 24 a 48 h. Os testes foram mantidos em $20 \pm 2^\circ\text{C}$, no escuro e sem alimentação. Foram realizados com quatro réplicas e cinco organismos por réplica, totalizando 20 organismos por concentração, mais um controle com água de manutenção. O teste será considerado válido

quando: (a) a mortalidade dos organismos do controle não exceder a 10%; (b) o teor de oxigênio dissolvido manter-se acima de 2 mg/L; (c) os resultados do teste de sensibilidade situarem-se no intervalo de ± 2 desvios-padrão das médias dos testes anteriores e (d) a temperatura permanecer em $20 \pm 2^\circ\text{C}$. Os resultados foram expressos em percentagem de imobilidade (amostras 100%) e Concentração Efetiva Mediana (CE50) para amostras com diluições.

O Programa Trimmed Spearman Karber foi utilizado para o cálculo da CE50 em amostras com diluições.

Os testes com *P. subcapitata* foram realizados na temperatura de $21 \pm 2^\circ\text{C}$, iluminação contínua de 3500 lux ($\pm 10\%$) e velocidade de agitação contínua de 100 a 150 rpm (Mesa Agitadora Nova Ética, modelo 109). Foram realizados com quatro réplicas por concentração mais um controle com Meio LC-Oligo. Para a obtenção do inóculo para os testes, a suspensão algácea foi centrifugada e o depositado ressuspense em meio LC-Oligo e contado em Camara de Neubauer, devendo a concentração inicial a ser adicionada nos recipientes-teste de 104 a 105 células/mL. Os resultados foram obtidos em 96 horas e expressos em percentagem de inibição (ABNT, 2005) calculada pela fórmula:

$$CI = \left(\frac{Mc - Ma}{Mc} \right) \cdot 100$$

onde:

CI = percentagem de inibição do crescimento algáceo;

Mc = média do número de células do controle;

Ma = média do número de células das soluções-teste.

Antes do cálculo dos valores médios das amostras-teste, foi subtraído do número de células/mL obtidas após as 96 h de teste a quantidade de células/mL do inócuo inicial.

Os testes com o cladocera *C. dubia* foram realizados utilizando fêmeas com 6 a 30 horas de idade expostas à amostra-teste, por um período de sete dias. Foram realizados com 10 réplicas e um organismo por réplica por concentração, mais um controle com água de manutenção. Os testes foram mantidos nas mesmas condições de cultivo: $24 \pm 2^\circ\text{C}$, fotoperíodo de 16 h luz e 8 h escuro, iluminação de 1000 lux e alimentação diária, sendo as soluções-teste trocadas a cada dois dias.

Os resultados foram expressos em Concentração de Inibição (CI50 e CI25), a concentração do agente tóxico que causa redução de 50% e 25% na reprodução dos organismos em relação ao controle, respectivamente. O cálculo destas concentrações foi realizado no Programa Interpolação Gráfica Linear (ICPIN).

Os resultados são considerados válidos quando os seguintes requisitos forem alcançados: (a) valor do oxigênio dissolvido nas soluções-teste $\leq 3,0$ mg/L, (b) a mortalidade nos organismos do controle não exceder a 20%, (c) o número médio de jovens/fêmea no final do teste for \leq a 14, (d) os resultados do teste de sensibilidade estarem no intervalo de ± 2 desvios-padrão das médias dos testes anteriores e (e) a temperatura das soluções-teste entre $24 \pm 2^\circ\text{C}$.

O teste agudo de curta duração com *D. similis*, utilizado para verificação da sobrevivência, foi o primeiro a ser realizado com todas as amostras-teste (efluentes neutralizados e tratados). Os testes crônicos de longa duração com *C. dubia* e *P. subcapitata*, utilizados para a verificação do efeito sobre a re-

produção, foram realizados com os tratamentos que causaram menos de 50% de imobilidade nos testes com *D. similis*.

Para uma maior abrangência das faixas de concentrações, os testes com o efluente Carvão 1N foram realizados com fator de diluição: (a) 10-100%, 10%, 1%, 0,1% e 0,01%, mais o controle com água de manutenção e (b) 0,5-100%, 75%, 50%, 25%, 12,5% mais o controle com água de manutenção (CETESB, 2005). Os efluentes tratados também foram testados com as mesmas faixas do fator 10 ou em amostras 100% mais um controle com água de manutenção.

Para o enquadramento dos efluentes estudados foram utilizadas: (a) Portaria n° 017/02 da FATMA (2002) que estabelece o Fator de Diluição (FD) para o cladocera *D. magna*, para critérios ecotoxicológicos e (b) Resolução 397/08 (CONAMA, 2008), Resolução 128/06 (CONSEMA, 2006), Decreto 8468/76 (SÃO PAULO, 1976) e Norma Técnica NT-2002.R-10/86 (FEEMA, 1986), para parâmetros físico-químicos dos efluentes.

Devido ao volume limitado de efluente Carvão 1N recebido, alguns experimentos de Flotação que poderiam esclarecer melhor os aspectos sobre a eficiência e toxicidade dos tratamentos realizados não puderam ser concretizados.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 | Parâmetros físico-químicos e análises químicas dos efluentes estudados

Os efluentes como recebidos no LECOMIN apresentaram diferentes concentrações dos elementos analisados (Tabela 1). Na Tabela 2 estão mostrados os teores máximos para alguns parâmetros, constantes nas legislações Federal (CONAMA, 2008) e Estaduais.

Como era esperado, o efluente Carvão 1N, neutralizado, apresentou as maiores concentrações entre os parâmetros analisados (Tabela 1). Os tratamentos realizados no efluente Carvão 1BB foram efetivos para a redução desses parâmetros.

Comparando com os dados da Tabela 2, orientadores de qualidade de efluentes, por legislação Federal e Estadual, concluiu-se que o efluente neutralizado, Carvão 1N, está fora das especificações quanto aos teores de Al, Fe, Mn, Zn e sulfato. O Carvão 1BB está enquadrado nas especificações que analisamos, inclusive o Mn, tendo apenas o sulfato, ligeiramente aumentado. Deve-se ressaltar, entretanto, que não há especificação de teor máximo de sulfato em efluentes, tendo sido considerado o indicado para descarte em sistemas de esgoto, apenas como referencial. O Carvão 2 apresentou apenas o Mn levemente acima do limite recomendado.

Tabela 1. Caracterização química e físico-química dos efluentes recebidos no LECOMIN de mineradoras de carvão. Em negrito, estão mostrados os valores acima do recomendado pela legislação (Tabela 2).

Parâmetro Efluente (mg/L)	Carvão 1N	Carvão 1BB	Carvão 2
pH	7,2	6,7	7,1
Acidez	859,0	< 5,0	7,0
Alumínio	62,8	0,04	0,17
Alumínio dissolvido	60,7	0,04	< 0,01
Cobre dissolvido	0,05	< 0,001	0,004
Ferro dissolvido	132,0	0,05	< 0,02
Manganês	7,9	0,9	1,7
Sólidos dissolvidos	3312,0	2802,0	-
Sólidos totais	3463,0	2831,0	-
Sulfato	1915,0	1057,0	568,0
Zinco	3,8	< 0,004	0,2

Tabela 2. Teores máximos para alguns parâmetros, constantes nas legislações Federal (CONAMA) e Estaduais. Em negrito, os teores mais restritivos, utilizados nas comparações neste trabalho.

Parâmetro efluentes	Conama 397/08 (mg/L)	Consema 128/06 (mg/L)	SP-8468/76 (mg/L)		FEEMA NT-202.R-10/86 (mg/L)
			Corpos receptores	Sistema de esgoto	
pH	5 a 9	6 a 9	5 a 9	6 a 10	5 a 9
Alumínio		10			3,0
Cobre dissolvido	1,0	0,5			
Ferro dissolvido	15	10	15	15	15
Manganês	1	1			
Manganês solúvel			1		1
Sulfato				1000	
Zinco	5	2	5	5	1

CONAMA = Conselho Nacional de Meio Ambiente; FEEMA = Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente; SP-8468/76 = Governo do Estado de São Paulo; CONSEMA = Conselho Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul.

4.2 | Efluente Carvão 1N

No efluente neutralizado foram realizados testes agudos utilizando *Daphnia similis* sem e com diluições: 100% (sem diluição), 10%, 1%, 0,1% e 0,01% e controle com água de manutenção. Os resultados podem ser encontrados na Tabela 3. Os parâmetros de pH e de oxigênio dissolvido (OD) foram medidos e resultaram em pH=7,24 e OD=10,3.

Tabela 3. Resultados do teste de toxicidade aguda com o cladocera *Daphnia similis* realizado com o efluente Carvão 1N. Em negrito primeira concentração que não mostrou efeito tóxico.

Concentração (%)	Réplicas								% de fêmeas imóveis
	24 h				48 h				
	1	2	3	4	1	2	3	4	
controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,1	0								
1	0	0	2	0	0	0	0	0	10
10	0	0	0	0	2	2	1	1	30
100	4	5	5	5	1	0	0	0	100

A CE50 calculada ficou em 12,59% (tendo, como intervalo de 95% de confiança, os valores de 7,16% a 22,13%). A maior concentração que não mostrou efeito tóxico, entretanto, é a diluição do efluente a 0,1%.

Segundo recomendação da FATMA (2002), o limite máximo de toxicidade aguda para *D. magna* para este tipo de efluente é Fator de Diluição (FD) de 8 (ou seja, 12,5% de efluente para 100% de solução) representando a primeira de uma série de diluições de uma amostra na qual não mais se observam efei-

tos tóxicos agudos aos organismos-teste. No teste realizado com o efluente Carvão 1N neutralizado, a concentração na qual não mais se observam efeitos tóxicos agudos aos organismos-teste, deve situar-se entre 0,1% a 1% do efluente. Estes resultados apontam para a alta toxicidade deste efluente, quando não tratado.

4.2.1 | Tratamento com Flotação por Ar Dissolvido (FAD)

Sequência experimental 01

Coagulante Sulfato de Alumínio e Floculante Flotigan

Na sequência experimental 01 para FAD, foram totalizados 11 experimentos, como mostrado na Tabela 4.

Tabela 4. Planejamento experimental 01 do tipo fatorial completo com uma réplica no ponto central utilizando o efluente Carvão 1N.

Experimentos	C _c (mg/L)	C _r (mg/L)	pH
1	50	0	2,5
2	50	0	7,5
3	50	10	2,5
4	50	10	7,5
5	150	0	2,5
6	150	0	7,5
7	150	10	2,5
8	150	10	7,5
9, 10, 11	100	5	5

C_c - Concentração de coagulante (Al₂(SO₄)₃); C_r - concentração de floculante (Flotigan)

A Tabela 5 mostra a eficiência do tratamento FAD relativa à turbidez. Os tratamentos 3, 4 e 8 alcançaram eficiências de remoção de turbidez acima de 90%, devido, provavelmente à maior concentração de floculante utilizada nestes testes. Os tratamentos 9, 10 e 11 mostraram os piores resultados, ficando abaixo de 50% de eficiência corrigida.

Tabela 5. Eficiência do tratamento FAD para o efluente Carvão 1N.

Experimento	T _o (UNT)	T _f (UNT)	η (%)	η _c (%)
1	43,1	4,9	88,6	85,2
2	41,7	12,3	70,5	61,7
3	42,8	2,8	93,5	91,5
4	42,7	1,6	96,3	95,1
5	42,2	3,3	92,2	89,8
6	43,2	7,4	82,9	77,7
7	45,3	6,2	86,3	82,2
8	43,7	2,1	95,2	93,8
9	47,1	33,4	29,1	7,8
10	45,6	25,0	45,2	28,7
11	46,2	24,7	46,5	30,5

Volume inicial = 1000 mL; T_o – turbidez inicial; T_f – turbidez final; η – eficiência; η_c – eficiência corrigida em função de diluição do efluente com água saturada com ar.

Na Tabela 6 estão expostos os resultados dos testes de toxicidade aguda com o cladocera *Daphnia similis* realizados com os efluentes na concentração 100% dos tratamentos da sequência experimental 01.

Tabela 6. Resultados dos testes de toxicidade aguda com o cladocera *Daphnia similis* realizados com os tratamentos da sequência experimental 01. Dados em negrito com imobilidade abaixo de 30%.

Tratamento	Réplicas								% de fêmeas imóveis
	24 h				48 h				
	1	2	3	4	1	2	3	4	
controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	5	5	5	5	100
2	0	0	0	0	2	2	2	0	30
3	0	0	0	0	5	5	5	5	100
4	0	0	0	0	5	5	5	5	100
5	0	0	0	0	5	5	5	5	100
6	0	0	0	0	0	1	0	2	15
7	0	0	0	0	5	5	5	5	100
8	0	0	0	0	5	5	5	5	100
9	0	0	0	0	5	5	5	5	100
10	0	0	0	0	5	5	5	5	100

Os testes de toxicidade aguda realizados com *D. similis* com os efluentes tratados resultaram em imobilidade em 100% dos organismos nos tratamentos 1, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10 e 11. O pH 2,5 foi tóxico para os organismos, independentemente da presença de floculante. A presença do floculante Flotigan, mesmo em pH 7,5, nestes experimentos, causaram toxicidade aguda nos organismos. Nos experimentos 2 e 6 (tratamentos em pH 7,5 sem Flotigan), a imobilidade ficou abaixo de 30%. Aparentemente, a triplicação do coagulante no tratamento 6 reduziu pela metade a imobilidade dos organismos em comparação com o tratamento 2, indicando que o coagulante pode ter alguma

ação protetora. Diferentemente, Cechinel (2006) estudando este mesmo coagulante em menor concentração (10 mg/L) observou alta toxicidade, em 80% dos organismos, em pH de 8,6 a 8,7.

Os resultados da Tabela 6 indicaram que o pH ácido e o floculante Flotigan, juntos ou separadamente, tem ação tóxica aguda sobre os organismos *Daphnia*. Estes resultados são especialmente interessantes, pois evidenciam efeitos adversos que os compostos químicos essenciais às alternativas de tratamento podem exercer sobre a vida aquática. Uma nova sequência de experimentos foi planejada para testar outros tipos de floculantes, bem como o coagulante sulfato férrico.

Sequência experimental 02

Coagulante Sulfato Férrico; Floculantes Magnafloc e Nalco

Na sequência experimental 02, apresentada na Tabela 7, foram realizados seis experimentos com coagulante sulfato férrico e dois tipos de floculantes: o Magnafloc e o Nalco, mantendo-se o pH do efluente em 7,0. Na Tabela 8, estão demonstrados os resultados da eficiência do tratamento FAD, conforme sequência experimental 02.

Todos os tratamentos, com exceção do 1, alcançaram eficiência corrigida superior a 90%. Os parâmetros medidos antes do teste ecotoxicológico resultaram nos seguintes valores: pH = 6,92 e oxigênio dissolvido = 9,08 mg/L.

Tabela 7. Sequência de experimentos 02 utilizando o efluente Carvão 1N, fixando-se o pH em 7,0.

Experimento	C _c (mg/L)	C _{MAG} (mg/L)	C _{FINAL} (mg/L)
1	100	0	0
2	100	5	0
3	100	2,5	0
4	100	0	5
5	100	0	2,5
6	0	0	2,5

C_c – concentração do coagulante sulfato férrico; C_{MAG} – concentração do floculante Magnafloc; C_{FINAL} – concentração do floculante da Nalco.

Tabela 8. Eficiência do tratamento FAD para o efluente Carvão 1N (sequência experimental 02).

Experimento	T _o (UNT)	T _f (UNT)	η (%)	η _c (%)
1	234	104,0	55,6	42,2
2	229	0,85	99,6	99,5
3	290	0,97	99,7	99,6
4	246	2,02	99,2	98,9
5	237	1,06	99,6	99,4
6	247	1,23	99,5	99,4

Volume inicial = 3000 mL. T_o – turbidez inicial do efluente; T_f – turbidez final; η – eficiência não corrigida em função da diluição do efluente ; η_c – eficiência corrigida em função de diluição do efluente com água saturada com ar.

Avaliação da flotação por ar dissolvido no tratamento do efluente carvão 1N

Na Tabela 9 estão apresentados os resultados das análises químicas e físico-químicas realizadas nos efluentes oriundos dos tratamentos 2 e 6 realizados com o efluente Carvão 1N, na sequência experimental 01 da FAD.

Tabela 9. Parâmetros físico-químicos e teores de elementos químicos nos efluentes oriundos dos tratamentos 2 e 6 de FAD realizados com o efluente Carvão 1N da sequência experimental 01. Em negrito estão mostrados os valores acima do recomendado pela legislação (Tabela 2).

Parâmetro Efluente (mg/L)	Carvão 1N*	Tratamento 2	Tratamento 6
pH	7,2	7,5	7,5
Acidez	859,0	7,0	< 5,0
Alumínio	62,8	4,8	2,4
Alumínio dissolvido	60,7	0,08	0,13
Cobre dissolvido	0,05	< 0,001	< 0,001
Ferro dissolvido	132,0	0,13	0,3
Manganês	7,9	3,9	4,7
Sólidos dissolvidos	3312,0	2640,0	2765,0
Sólidos totais	3463,0	2688,0	2790,0
Sulfato	1915,0	1275,0	1526,0
Zinco	3,8	0,3	0,4

* = dados do efluente neutralizado segundo Tabela 1.

A adição de sulfato de alumínio como coagulante e Flotigan como floculante na sequência experimental 01 foram bastante eficientes na redução de quase todos os elementos avaliados, inclusive o Al e o Fe, que decresceram de uma ordem de magnitude a até três ordens de magnitude, respectivamente. O Mn, entretanto, manteve-se acima dos padrões estipulados.

Na Tabela 10 estão mostrados os resultados das análises químicas realizadas nos efluentes oriundos dos tratamentos 1 a 6 por FAD realizados com o efluente Carvão 1N, na sequência experimental 02 (coagulante - sulfato férrico e dois tipos de floculantes - Magnafloc e Nalco, pH =7,0).

Na Tabela 11 estão expostos os resultados das quantidades removidas de elementos do Efluente Carvão 1N nos tratamentos 2 e 6 da sequência experimental 01 e dos tratamentos de 1 a 6 da sequência experimental 02. Na Tabela 12 é apresentada a eficiência do processo de tratamento do Efluente Carvão 1N em porcentagem de remoção de parâmetros químicos e físico-químicos. A porcentagem de remoção foi calculada pela razão entre quantidade removida do do parâmetro (Tabela 11) e a quantidade inicial de parâmetro do Carvão 1N (Tabela 9), multiplicado por 100.

Tabela 10. Parâmetros físico-químicos e teores de elementos químicos nos efluentes oriundos dos tratamentos 1 a 6 por FAD realizados com o efluente Carvão 1N da sequência experimental 02. Em negrito estão indicados os valores acima do recomendado pela legislação (Tabela 2).

Parâmetro Efluente (mg/L)	Tratamentos					
	1	2	3	4	5	6
Acidez	24	7	7	9	< 5	7
Alumínio	36,9	<0,01	0,03	<0,01		
Alumínio dissolvido	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Cobre dissolvido	<0,001					
Ferro dissolvido	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Manganês	6,7	4,9	5,1	3,7	3,8	4,9
Sólidos dissolvidos	2735,0	2592,0	2558,0	2653,0	2725,0	2753,0
Sólidos totais	2992,0	2593,0	2560,0	2658,0	2726,0	2757,0
Sulfato	1598,0	1074,0	1463,0	1026,0	1629,0	1352,0
Zinco	2,4	1,1	1,3	0,1	0,1	1,2

Tabela 11. Resultados das quantidades removidas de elementos do Efluente Carvão 1N.

Parâmetro (mg/L)	Sequência 01 Tratamentos		Sequência 02 Tratamentos					
	2	6	1	2	3	4	5	6
Acidez	852,0	854,0	835,0	852,0	852,0	850,0	859,0	852,0
Alumínio	58,0	60,4	25,9	62,8	62,8	62,8	62,8	62,8
Alumínio dissolvido	60,6	60,5	60,7	60,7	60,7	60,7	60,7	60,7
Cobre dissolvido	0,05	0,05	0,05	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03
Ferro dissolvido	131,9	131,7	132,0	132,0	132,0	132,0	132,0	132,0
Manganês	3,9	3,2	1,2	3,0	2,8	4,2	4,1	3,0
Sólidos dissolvidos	672,0	547,0	577,0	720,0	754,0	659,0	587,0	559,0
Sólidos totais	775,0	673,0	471,0	870,0	903,0	805,0	737,0	706,0
Sulfato	640,0	389,0	317,0	841,0	452,0	889,0	286,0	563,0
Zinco	3,4	3,4	1,4	2,7	2,5	3,7	3,7	2,6

Tabela 12. Eficiência do processo de tratamento do Efluente Carvão 1N avaliada em função da porcentagem de remoção de parâmetros químicos e físico-químicos.

Parâmetro (mg/L)	Sequência 01 Tratamentos		Sequência 02 Tratamentos					
	2	6	1	2	3	4	5	6
Acidez	99,2	99,4	97,2	99,2	99,2	98,95	~100,0	99,2
Alumínio	92,4	96,2	41,2	~100,0	99,9	~100,0	99,9	~100,0
Alumínio dissolvido	99,9	99,8	~100,0	~100,0	99,9	~100,0	~100,0	~100,0
Cobre dissolvido	98,2	98,2	~100,0	54,5	60,0	72,7	78,2	63,6
Ferro dissolvido	99,9	99,8	>99,9	>99,9	>99,9	>99,9	>99,9	>99,9
Manganês	50,1	40,3	15,5	37,6	35,3	53,5	51,8	38,1
Sólidos dissolvidos	20,3	16,5	17,4	21,7	22,8	19,9	17,7	16,9
Sólidos totais	22,4	19,4	13,6	25,1	26,1	23,2	21,3	20,4
Sulfato	33,4	20,3	16,5	43,9	23,6	46,4	14,9	29,4
Zinco	90,7	89,9	37,6	72,0	64,9	97,4	97,1	68,7

Os resultados das análises químicas e físico-químicas dos efluentes indicam que, em geral, os tratamentos decresceram com alta eficiência a acidez e os teores de Al, Fe e Zn. Menor sucesso foi alcançado no decréscimo de sulfato e de sólidos dissolvidos, que representam a maior parte dos sólidos totais remanescentes, bem como do Mn, que teve uma redução máxima alcançada em torno de 50%.

Comparando-se o desempenho dos flocculantes Magnafloc e Nalco, notou-se uma boa vantagem para o Nalco na remoção de Cu, Mn e Zn (tratamentos 4 e 5 da sequência experimental 02), obtendo-se eficiências equivalentes na remoção dos demais parâmetros (acidez, Al, Fe, sólidos e sulfato).

4.2.2 | Testes ecotoxicológicos

Na Tabela 13 estão registrados os resultados dos testes de toxicidade aguda com o cladocera *Daphnia similis* realizados com os efluentes na concentração 100% dos tratamentos da sequência experimental 02.

O melhor resultado foi obtido com o ajuste em pH 7, o uso de sulfato férrico como coagulante e de flocculante Nalco a 2,5 mg/L, tendo excelente redução da turbidez (acima de 99%) e toxicidade aguda nula. É interessante notar que um incremento de flocculante (experimento 4) resulta em aumento da toxicidade (para 35%), indicando grau de toxicidade intrínseca da substância química flocculante Nalco.

O experimento 1, apenas com o coagulante, ainda que não tenha sido eficiente na remoção da turbidez (>50%), apresentou a segunda menor toxicidade, sendo, também, menor também do que a observada com o sulfato de alumínio (Tabelas 2 e 3).

Os testes de toxicidade aguda realizados com os experimentos que utilizaram o floculante Magnafloc resultaram na imobilidade de 80% dos organismos (Tabela 7, tratamentos 2 e 3) indicando toxicidade desta substância.

Tabela 13. Resultados dos testes de toxicidade aguda com o cladocera *Daphnia similis* realizados com os tratamentos da segunda sequência experimental, mantendo o pH em 7,0. Dados em negrito com imobilidade igual ou abaixo de 20%.

Concentração (%)	Réplicas								% de fêmeas imóveis
	24 h				48 h				
	1	2	3	4	1	2	3	4	
controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	1	1	1	1	20
2	1	5	2	3	1	1	2	1	80
3	1	2	1	2	3	2	3	2	80
4	0	2	3	0	1	0	0	1	35
5	0								
6	0	0	0	1	2	2	2	1	40

Diferentes estudos utilizando DAM e flotação obtiveram dados semelhantes aos encontrados neste estudo:

Cechinel (2006), em estudo utilizando o coagulante sulfato ferroso, na mesma concentração (100 mg/L), observou toxicidade em 0 e 60% dos organismos em pH na faixa de 7,7 a 8,7. Nesse estudo o autor realizou ensaios com alcalinizantes (cal virgem, cal hidratada e soda cáustica) e sulfato ferroso e sulfato de alumínio como floculantes, sendo que da combinação dos três alcalinizantes com o sulfato ferroso as que apresentaram menores Fator de Diluição (FD), de 1 (efluente sem dilui-

ção) a 2 (50% de efluente). Porém, a remoção do manganês foi menor devido ao valor do pH do meio ser menor que 8,5.

Pavei (2004) também realizou testes com *D. magna* em DAM *in natura* e após tratamento com FAD, utilizando cal hidratada como neutralizante e oleato de sódio como floculante. Os resultados dos testes com efluentes *in natura* evidenciaram mortalidade de 100% dos organismos nos FD 1 (efluente sem diluição) ao 8 (12,5% de efluente) e 27% no FD 64. No efluente tratado por FAD a mortalidade foi maior, com 93% no FD 1, apenas nos FD 32 (3,12% de efluente) e 64 foi observado 0% de mortalidade dos organismos. Testes crônicos de longa duração, 10 dias, também foram realizados com as duas amostras onde foi detectado não toxicidade na amostra *in natura*.

Menezes *et al.* (2005) realizando testes de toxicidade aguda com *D. magna* em efluentes de drenagem ácida de mina *in natura* e tratados por flotação também observaram alta toxicidade, imobilidade e mortalidade dos organismos testados, em Fator de Diluição 64 (1,56% de efluente) e 16 (6,25% de efluente), respectivamente. Os autores investigaram a toxicidade de metais e HPAs nas amostras e concluíram que a toxicidade observada não seria exclusivamente devido aos metais, sugerindo que os HPAs participariam desta toxicidade.

Desta segunda sequência experimental foram realizados testes crônicos para a verificação dos efeitos tóxicos dos tratamentos com toxicidade aguda inferior a 30%. O teste crônico serve para averiguar efeitos subletais, que podem afetar a reprodução, sendo mais sensíveis do que os testes agudos.

Os parâmetros medidos antes do teste tiveram os seguintes valores médios: pH = 7,17 e oxigênio dissolvido = 4,77 mg/L.

Na Figura 4 estão mostrados os resultados de toxicidade crônica de inibição do crescimento da alga *Pseudokirchneriella subcapitata* nos efluentes dos experimentos da sequência experimental 02.

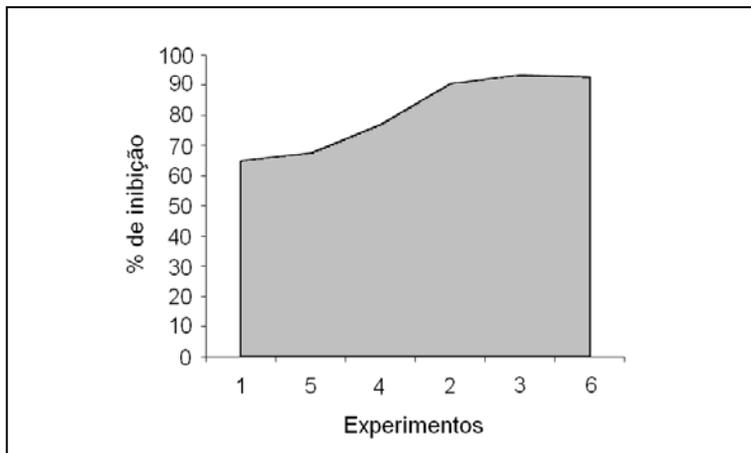


Figura 4. Percentagens de inibição do crescimento da alga *Pseudokirchneriella subcapitata* nos experimentos da sequência experimental 02.

Nos testes de toxicidade crônica realizados com a alga clorofícea *Pseudokirchneriella subcapitata*, todos os seis experimentos provocaram inibição na reprodução da alga acima de 50%. Neste teste houve uma menor inibição de crescimento nos experimentos 1 e 5 do que nos demais, seguidos pelo tratamento 4, com inibição menor do que nos experimentos 6, 2 e 3, semelhantes entre si. Pode-se perceber que os dois efluentes tratados que mostraram baixa ou nula toxicidade aguda mostram níveis de toxicidade crônica. Aparentemente, no tratamento 1 o coagulante não exerceu um efeito de proteção como observado para *D. similis*.

Adicionalmente, o teste crônico com *C. dubia* foi realizado com os experimentos 5 e 6 onde foi utilizado o floculante N-99-005B da Nalco e presença e ausência, respectivamente, do coagulante. Os resultados estão mostrados na Tabela 14 a e b.

Os parâmetros medidos antes do teste ecotoxicológico tiveram os seguintes valores: pH = 7,71 e oxigênio dissolvido = 5,1 mg/L.

Os efluentes tratados apresentaram efeito crônico em concentrações muito baixas, evidenciando seu alto grau de toxicidade observável apenas em testes bastante sensíveis.

Ficou evidenciado com os resultados dos testes de longa duração (Figura 4 e Tabela 14 a e b) que os efluentes tratados apresentaram efeito tóxico crônico, pois afetaram a reprodução dos organismos-teste, representando uma ameaça potencial à biota aquática dos corpos receptores. Estes resultados ratificam a importância de se realizar ensaios com diferentes organismos, pois permitem a seleção do organismo-teste mais sensível para futuros monitoramentos do efluente.

Tabela 14. Resultados dos testes crônicos com *C. dubia* realizados nos experimentos 5 e 6 da sequência experimental 02, obtidos com o método de Interpolação Gráfica Linear.

Tratamento 5			
Concentração (%)	Total de adultas vivas	Total de jovens	Número médio de jovens/adulta
Controle	10	142	14,2
0,01	10	76	7,6
0,1	10	69	6,9
1	10	35	3,5
10	9	4	0,5
100	8	0	0
CI50 = 0,07%, 95% intervalo de confiança 0,22% e 0,01%			
CI25 = 0,005%, 95% intervalo de confiança 0,006% e 0,005%			
Tratamento 6			
Concentração (%)	Total de adultas vivas	Total de jovens	Número médio de jovens/adulta
Controle	10	142	14,2
0,01	10	97	9,7
0,1	9	58	5,8
1	9	11	1,1
10	9	0	0
100	9	0	0
CI50 = 0,07%, 95% intervalo de confiança 0,09% e 0,06%			
CI25 = 0,008%, 95% intervalo de confiança 0,009% e 0,007%			

4.3 | Efluente Carvão 1BB

O efluente Carvão 1BB, oriundo de “wetland” (bacia biológica), foi utilizado em teste de toxicidade aguda com *D. similis* com as seguintes diluições: 100%, 10%, 1%, 0,1%, 0,01% e controle. Os resultados estão mostrados na Tabela 15. Os parâmetros medidos antes do teste tiveram os seguintes valores: pH = 6,73 e oxigênio dissolvido = 10,3 mg/L.

Tabela 15. Resultado do teste agudo com *Daphnia similis* utilizando o efluente Carvão 1BB, oriundo de *wetland* (bacia biológica). Em negrito, primeira concentração que não mostrou efeito tóxico.

Concentração (%)	Réplicas								% de fêmeas imóveis
	24 h				48 h				
	1	2	3	4	1	2	3	4	
controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0								
100	2	0	2	3	1	1	0	0	45

O efluente Carvão 1BB apresentou resposta tóxica próximo a 50% de imobilidade sem diluição e por esta razão não foi possível calcular a CE50, uma vez que o efluente sem diluição atinge menos do que 50% da população.

Com o objetivo de se determinar um FD para este efluente, realizou-se um segundo experimento, com diluições seriadas, conforme mostrado na Tabela 16. Os parâmetros medidos

antes do teste tiveram os seguintes valores: pH = 6,87 e oxigênio dissolvido = 7,5 mg/L.

Tabela 16. Resultado do teste agudo com *Daphnia similis* utilizando o efluente Carvão 1BB, oriundo de bacia biológica. Em negrito, primeira concentração que não mostrou efeito tóxico.

Concentração (%)	Réplicas								% de fêmeas imóveis
	24 h				48 h				
	1	2	3	4	1	2	3	4	
controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50	0								
75	0	0	0	0	1	0	1	0	10
100	1	1	1	0	2	1	2	1	45

Segundo recomendação da FATMA (2002), o limite máximo de toxicidade aguda para *D. magna* para este tipo de efluente é Fator de Diluição 8 (12,5%). No teste realizado com o efluente bruto Carvão 1BB, o FD está entre 75 e 50% (concentração na qual não mais se observa efeitos tóxicos agudos aos organismos-teste) representando um valor abaixo do valor recomendado pela FATMA.

O P.E.R. (Percentagem do efluente no corpo receptor) para este efluente deve ser calculado com estudo da vazão máxima do efluente e crítica anual do corpo receptor (FATMA, 2002).

Testes foram realizados com *P. subcapitata* e *C. dubia* para verificação do efeito crônico do efluente. As porcentagens de inibição do crescimento algáceo (Figura 5) foram menores do que 50% nas menores diluições, sendo a CI50 = 33,18% (com

intervalo de 95% de confiança entre 30,42% e 35,29%) e a $CI_{25} = 19,81\%$ (com intervalo de 95% de confiança entre 17,58% e 23,07%), obtidas com o método de Interpolação Gráfica Linear.

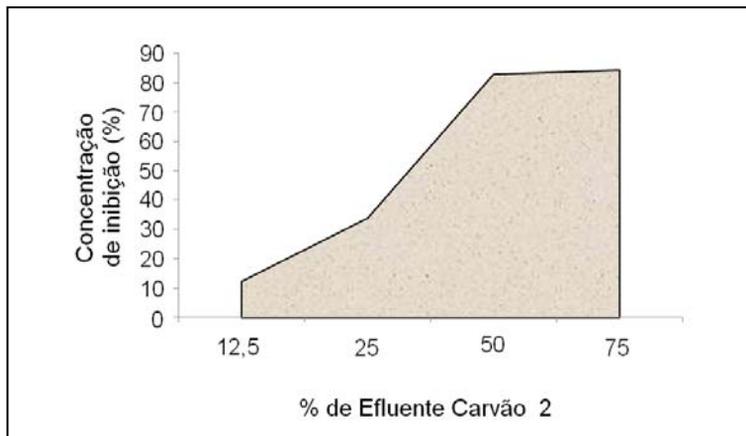


Figura 5. Teste crônico realizado com *P. subcapitata* com efluente Carvão 1BB tratado em bacia biológica.

O teste realizado com *C. dubia* (Tabela 17) resultou em toxicidade crônica nas diluições abaixo de 50% de efluente, sendo a $CI_{50} = 7,11\%$ (com intervalo de 95% de confiança entre 6,91% e 7,42%) e a $CI_{25} = 3,56\%$ (com intervalo de 95% de confiança entre 3,44% e 3,72%). Estes resultados também foram obtidos com o método de Interpolação Gráfica Linear.

Tabela 17. Teste crônico com *C. dubia* realizado com o efluente Carvão 1BB tratado em bacia biológica.

Concentração (%)	Total de adultas vivas	Total de jovens	Número médio de jovens/adulta
Controle	10	148	14,8
12,5	10	18	1,8
25	10	7	0,7
50	10	0	0
75	10	0	0
100	9	0	0

4.4 | Efluente Carvão 2

O efluente Carvão 2 foi testado apenas com testes agudos com *D. similis* em diferentes diluições até que o menor intervalo de diluições próximos a CE50 fosse obtido (Tabela 18), a CE50 média obtida foi de 19,14%. Os parâmetros medidos antes dos testes tiveram os seguintes valores médios: pH = 7,06 e oxigênio dissolvido = 8,16 mg/L.

Segundo recomendação da FATMA (2002), o limite máximo de toxicidade aguda para *D. magna* para este tipo de efluente é Fator de Diluição 8 (12,5%). Nos testes realizados com o efluente Carvão 2, o FD está entre 20 e 10% (concentração na qual não mais se observam efeitos tóxicos agudos aos organismos-teste) representando um valor abaixo do valor recomendado pela FATMA. Isto sugere que o efluente seja considerado enquadrado do ponto de vista toxicológico. Porém, um estudo deve ser realizado com a vazão máxima do efluente e crítica anual do corpo receptor para o cálculo do P.E.R.

(Porcentagem do efluente no corpo receptor) para descarte deste efluente (FATMA, 2002).

Tabela 18. Teste agudo com *D. similis* realizado com o efluente Carvão 2. Em negrito primeira concentração que não mostrou efeito tóxico.

Concentração (%)	Réplicas								% de fêmeas imóveis
	24 h				48 h				
	1	2	3	4	1	2	3	4	
controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0								
20	0	0	0	0	2	3	4	4	65
30	5	5	5	5	-	-	-	-	100
40	5	5	5	5	-	-	-	-	100

Santos (2006) realizou testes de toxicidade aguda com *D. magna* com este efluente (SS-16) observando imobilidade em 100% dos organismos testados nos Fatores de Diluição 1 a 4 e 40% no FD 8. O mesmo autor não observou toxicidade em testes realizados com efluente tratado por flotação após redução de pH.

Os resultados dos testes de toxicidade aguda, com *D. similis*, realizados nos efluentes tratados por diferentes técnicas mostraram que na comparação da magnitude de toxicidade entre os efluentes Carvão 1N (neutralizado e tratado por FAD), Carvão 1BB (tratamento em *wetland*) e Carvão 2 (DAM fraca tratada via NFSL), o efluente Carvão 1N neutralizado mostra a mais alta toxicidade, como era de se esperar, seguido pelos efluentes Carvão 1BB e 3, com 0% de imobilidade em 10% da concentração do efluente e o Carvão 1N tratado por FAD com 0% de imobilidade sem diluição (100% do efluente). Portanto,

nesta comparação, a melhor performance foi mostrada pelo efluente Carvão 1N tratado por FAD.

Dos tratamentos do Carvão 1N (sequências experimentais 01 e 02), observou-se que a sequência experimental 02 resultou em menor toxicidade, tendo como melhores resultados os tratamentos 5 e 1, ao passo que na primeira sequência experimental, os melhores resultados foram obtidos pelos tratamentos 6 e 2. De todos os tratamentos, o tratamento 5 da sequência experimental 02 foi o de melhor desempenho do ponto de vista toxicológico. Quando a toxicidade crônica sobre reprodução de algas e de *Ceriodaphnia dubia* deste efluente foi avaliada, os resultados indicaram alta toxicidade, ressaltando a necessidade de se criar um elenco de indicadores de toxicidade aguda e crônica e seleção de organismos-teste mais sensíveis.

5 | CONCLUSÕES

Os resultados das análises químicas e físico-químicas dos efluentes tratados por FAD indicam que, em geral, todos os tratamentos decresceram com alta eficiência a acidez e os teores de Al, Fe e Zn. Menor sucesso foi alcançado no decréscimo de sulfato e de sólidos dissolvidos, que representam a maior parte dos sólidos totais remanescentes, bem como do Mn, que teve uma redução máxima alcançada em torno de 50%.

Os resultados dos testes de toxicidade aguda, com *D. simillis*, realizados nos efluentes tratados por diferentes técnicas mostraram que na comparação da magnitude de toxicidade entre os efluentes Carvão 1N (Neutralizado em campo ou tratado por FAD em bancada), Carvão 1BB (tratamento em Bacia Biológica em campo) e Carvão 2 (DAM fraca tratada via NFSL em campo), o efluente Carvão 1N neutralizado mostra a mais alta toxicidade, como era de se esperar, seguido pelo efluente Carvão 2 com 0% de imobilidade em 10% da concentração do efluente, Carvão 1BB com 0% de imobilidade em 75-50% da concentração do efluente e o Carvão 1N tratado por FAD com 0% de imobilidade sem diluição (100% do efluente). Portanto, a melhor performance foi mostrada pelo efluente Carvão 1N tratado por FAD com coagulante sulfato férrico, floculante Nalco na concentração de 2,5 mL/L e pH 7,0.

Os efluentes estão enquadrados nos limites orientadores para as substâncias químicas consideradas relevantes neste trabalho. Entretanto, testes crônicos realizados com o Carvão 1BB evidenciaram toxicidade crônica deste efluente, sendo o teste com *C. dubia* o que apresentou maior sensibilidade. Este resultado indica a importância da avaliação de efeitos tóxicos de longo prazo sobre a biota aquática dos corpos receptores.

O efluente Carvão 2 mostra-se também com enquadramento adequado do ponto de vista dos teores de substâncias químicas, bem como de uma perspectiva ecotoxicológica, pois o FD está situado em torno de 10% (concentração na qual não mais se observam efeitos tóxicos agudos aos organismos-teste). Contudo, é necessário estudo sobre a vazão do efluente e do corpo receptor para melhor avaliar as condições de descarte, conforme recomendado pela FATMA.

Dos tratamentos por FAD do Carvão 1N pelos planejamentos 01, com coagulante sulfato de alumínio, floculante Flotigan e pH de 2,5, 5 e 7,5, e 02, com coagulante sulfato férrico, dois tipos de floculante: Magnafloc e Nalco e pH 7,0 temos que, em geral, na sequência experimental 01, o pH neutro e a ausência do floculante parecem ser determinantes para a menor toxicidade. Este dado é ratificado pelos tratamentos 6 e 2, os quais mostraram os melhores resultados (tratamentos em pH 7,5 sem Flotigan) pois a imobilidade ficou abaixo de 50%. Ainda, os dados indicam que o coagulante pode ter alguma ação protetora.

Adicionalmente, os resultados indicaram que o pH ácido e o floculante Flotigan, juntos ou separadamente, têm ação tóxica aguda sobre os organismos-teste *Daphnia*. Esses resultados são especialmente interessantes, pois sugerem efeitos adversos sobre a vida aquática de compostos químicos essenciais às alternativas de tratamento.

Finalmente, o melhor tratamento por FAD de efluente oriundo da indústria carbonífera foi obtido com o ajuste de pH no entorno da neutralidade, com o uso de sulfato férrico como coagulante e do floculante Nalco a 2,5 mg/L (experimento 5), tendo excelente redução da turbidez (acima de 99%) e toxicidade

aguda nula. Interessante notar que um incremento de floculante (experimento 4) resulta em aumento da toxicidade (para 35%) indicando algum grau de toxicidade intrínseca da substância química floculante Nalco. Esta conclusão é corroborada com as análises químicas, uma vez que não há diferenças significativas nos teores das substâncias consideradas, entre estes tratamentos (5 e 4, respectivamente). Entretanto, quando a toxicidade crônica do efluente tratado (experimento 5) sobre reprodução de algas e de *Ceriodaphnia dubia* foi avaliada, os resultados indicaram alta toxicidade crônica.

Desta maneira, os resultados obtidos com os testes ecotoxicológicos agudos e crônicos evidenciaram a necessidade da realização de testes com diferentes enfoques (agudos e crônicos) utilizando distintos organismos para uma melhor compreensão da sensibilidade e dos efeitos de diferentes contaminantes à biota aquática.

A implantação do LECOMIN no CETEM para a orientação das melhores tecnologias de tratamento de efluentes, do ponto de vista ecotoxicológico, se mostrou extremamente útil, sobretudo por ser uma abordagem transdisciplinar, o que demanda interação de diversos pesquisadores de múltiplas especialidades e constituiu-se, certamente, em uma vantagem no desenvolvimento de projetos de pesquisa na área de tratamento de efluentes da indústria minero-metalúrgica.

6 | AGRADECIMENTOS

A equipe técnica agradece aos colegas Dr. Vicente Paulo de Souza e Dr. Mario Valente Possa pelo apoio ao projeto. Este trabalho foi financiado pelo edital CT-Mineral nº 20/2006 do CNPq.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) NBR 12713. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia* ssp. (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro: ABNT 2004. 21p.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) NBR 13373. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia* ssp. (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro: ABNT 2005. 15p.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) NBR 12648. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com algas. (Chlorophyceae). Rio de Janeiro: ABNT 2005. 24p.
- ALEXANDRE, N. Z. Análise Integrada da Qualidade das Águas da Bacia do Rio Araranguá (SC). Dissertação de Mestrado em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2000, 300p.
- ALEXANDRE, N.Z & KREBS, A.S.J. Fontes de Poluição no Município de Criciúma SC. Porto Alegre: CPRM.1v. (Série Degradação Ambiental, v.8). (Programa de Informações Básicas para Gestão Territorial de Santa Catarina – PROGESC). 1995.
- BERTOLETTI, E. Controle Ecotoxicológico de Efluentes Líquidos no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, Série Manuais. 2008, 36 pp.
- CAPPONI, F.; SARTORI, M.; SOUZA, M. L. & RUBIO, J. Modified column flotation of adsorbing iron hydroxide colloidal precipitates. International Journal of Mineral Processing, Inglaterra, 79(3):167-173, 2006.
- CARSSIMI, E.& RUBIO, J. The Floccs Generator Reactor - FGR: A new basis for flocculation and solid-liquid separation. International Journal of Mineral Processing, 75(3-4):237-247, 2005.

- CASTILHOS, Z.C.; BIDONE, E.D.; CESAR, R.G.; EGLER, S.G.; ALEXANDRE, N.Z.; BIANCHINI, M. & FELZMANN, W.. Metodologia para o Monitoramento da Qualidade das Águas da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: Ferramenta para Gestão em Poluição Ambiental. Série Gestão Ambiental, nº. 13. CETEM. Disponível em: http://www.cetem.gov.br/publicacao/series_sgpa/sgpa-13.pdf. 2010.
- CECHINEL, J. Otimização do Processo de Tratamento de Efluente de Drenagem Ácida de Mina com Sistema Clássico de Floculação/Decantação. Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia Ambiental. Universidade do Extremo Sul Catarinense. 2006. 81 p.
- CETEM/CANMET. Projeto Conceitual Preliminar para Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense. Relatório Técnico elaborado para o SIECESC (RT33/2000). 2000.
- CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL). Métodos de Avaliação da Toxicidade de Poluentes a Organismos Aquáticos. Cursos e Treinamentos. CETESB Volume I. São Paulo, 2005. 312p.
- CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução Nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente. 2005. 23 p.
- CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução 397 de 3 de abril de 2008 que Altera o inciso II do § 4º e a Tabela X do § 5º ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA nº 357, de 2005. Ministério do Meio Ambiente. 2008, 3 pp.
- CONSEMA (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução 128 de 24 de novembro de 2006 que Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria do Meio Ambiente. 2006, 9 pp.

- COPAM/CERH-MG (CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL/ CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS), Deliberação Normativa Conjunta no. 1 de 5 de maio de 2008. 28 p.
- COUTO, H. J. B.; MELO, M.V.& MASSARANI, G. Treatment of milk industry effluent by dissolved air flotation. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 21(1):83-91, 2003.
- DNPM (DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL). Controle da Poluição Hídrica Decorrente da Atividade de Mineração/ Programa de Estudo de Casos – Diagnóstico da Qualidade da Água na Bacia do Rio Araranguá. Relatório Final. DNPM, São Paulo, SP, 173p. 1999.
- EDZWALD, J.K. Principles and applications of dissolved air flotation. *Water Science and Technology*, 31(3-4): 1-23, 1995.
- FATMA (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE). Portaria 017/02, de 18 de abril de 2002 que estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências. Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina, 2002, 3pp.
- FEEMA (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE). Norma Técnica NT-2002.R-10/86 de 12 de dezembro de 1986. Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio de Janeiro, 1986, 3 pp.
- FEEMA (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE). Norma Técnica NT-213.R-4 de 4 de setembro de 1990. Critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais. 1990. 5 p.
- FIRPO, B. & SCHNEIDER, I.A.H. Remoção de Manganês e Sulfato em Drenagem Ácida de Mina da Mineração de Carvão em Banhados Construídos. Resumos do XXII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa/VII Meeting of the Southern Hemisphere on Mineral Technology. Vol. 2, p. 409-415. 2007.

- GUERRA, T. Estudo da Contaminação Hidrogeoquímica Fluvial e sua Inserção na Avaliação Econômico-ambiental da Mineração de Carvão na Região do Baixo Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado em Geoquímica Ambiental, UFF, Niterói. 2000.
- IAP (INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ). Portaria IAP nº 19 de 10 de fevereiro de 2006. 7 p.
- LAYBAUER, A. E. & BIDONE, E. D. Partição de Metais Pesados em Águas Fluviais Impactadas por Mineração de Cobre no Rio Grande do Sul. In: VI Congresso Brasileiro de Geoquímica, p. 293-296. 1997.
- LUZ, A. B.; ANDRADE, M.C.; SILVA, F. A. N. G.; SANTOS, S. F.; BARBATO, C. N.; SAMPAIO, J.A.; SILVA, F. T. & OGASAWARA, T. Colorimetric Characterization in Dental Porcelain. Refractories and Industrial Ceramics, Estados Unidos, 2004. p. 1-7.
- MARCOMIN, F. E. Zoneamento Ambiental do Rio Tubarão – SC, através da Análise de Metais Pesados em Água, Sedimento, Substrato, Planta e de Componentes Estruturais da Paisagem. Dissertação de Mestrado em Ecologia, UFRGS, Porto Alegre. 1996.
- MENEZES, C.B.; LATTUADA, R.M. & PAVEI, P.T. Estudo da Remoção de Toxicidade de Efluentes de Drenagem Ácida de Mina Tratados por Neutralização e Flotação com Ar Dissolvido Relacionado com a Presença de HPAs. Resumos do XXI Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa. Vol. 2, p. 263-270, 2005.
- OLIVEIRA, J.C. Tecnologia para despoluir o Rio Pinheiros, Saneamento Ambiental, 108, 2004, p. 68.
- ORTIZ, L. S. Avaliação do Incremento de Risco Toxicológico Associado às Concentrações de Metais Pesados de Origem Antrópica nas Águas do Rio Caí, RS, Brasil. Dissertação de Mestrado em Geociências, UFRGS, Porto Alegre, p. 111. 1999.

- PAVEI, T.P. Estudos de Toxicidade Provenientes de HPAs em Processo de Tratamento de Efluentes Ácidos. Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia Ambiental. Universidade do Extremo Sul Catarinense. 2004. 71 p.
- RODRIGUES, R. T. & RUBIO, J. DAF - Dissolved Air Flotation: Potential Applications in the mining and mineral processing industry. *International Journal of Mineral Processing*, 82:1-13, 2007.
- RUBIO, J.; SOUZA, M. L. & SMITH, R. W. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. *Minerals Engineering*, 15:139-155, 2002.
- RUBIO, J.; SMITH, R. W. & RIBEIRO, T. M. H. A Dried Hydrophobic Aquaphyte as an Oil Filter for Oil/Water Emulsions. *Spill Science & Technology Bulletin*, 8(5-6):483-489, 2003.
- RUBIO, J.; RODRIGUES, R. T.; CAPPONI, F. & MATIOLO, E. Enhanced flotation of sulfide fines using the emulsified oil extender technique. *International Journal of Mineral Processing*, 84:41-50, 2007.
- RUBIO, J. & SILVA, R.D.R. Tratamento ativo de drenagem ácida de minas de carvão: Situação atual e tendências tecnológicas. XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa – Gramado - RS, setembro/outubro 2009.
- SANTOS, L. Impacto da Drenagem Ácida de Minas Abandonadas na Qualidade da Água do Rio Ronco D'Água. Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia Ambiental. Universidade do Extremo Sul Catarinense. 2006. 81 p.
- SÃO PAULO (ESTADO). 1976. Decreto nº 8468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.ambiente.sp.gov.br/uploads/arquivos/legislacoesambientais/1976_Dec_Est_8468.pdf. Acesso em: ago. 2009.
- SILVA, R.D.R. Tratamento de Drenagens Ácidas de Minas de Carvão pelo Processo NFSL – Neutralização, Floculação e Sedimenta-

ção Lamelar. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Escola de Engenharia. 2009. 120 p.

SIVAMOHAN, R. The problem of recovering very fine particles in mineral processing – a review. *International Journal of Mineral Processing*, 28(3-4): 247-288, 1990.

SOLARI, J.A. & GOCHIN, R.J. Fundamental aspects of microbubbles flotation. In: *Colloid Chemistry in Mineral Processing*. J. Ralston and J. S. Laskowisk (Eds.), *Development in Mineral Processing*, v. 12, Elsevier, 1992. pp. 395-418.

SVENDSEN, C. & WEEKS, J.M. Relevance and Applicability of a Simple Earthworm Biomarker of Copper Exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36: 72-79. 1996.

TESSELE, F.; RUBIO, J. & MISRA, M. Removal of Hg, As and Se ions from gold cyanide leach solutions by dissolved air flotation. *Minerals Engineering*, 11(6):535-543, 1998.

TRAVASSOS, M. P.& BIDONE, E. D. Avaliação da Contaminação por Metais Pesados na Bacia do Rio Caí – RS, através de uma Análise Dinâmica. In: Santana, R. (Ed.). *Desenvolvimento Sustentável dos Recursos Hídricos*. Rio de Janeiro: ABRH, v. 1, n. 3, p. 205-211, 1996.

TRINDADE, R.B.E. & SOARES, P.S.M. Tecnologia de Sistemas Passivos para o Tratamento de Drenagem Ácida de Minas. *Série Tecnologia Ambiental*, 30, CETEM, 2004. 52 p.

USEPA. 2005. Air Data, National Emissions Inventory database 1999. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/chief/net/1999inventory>>. Acessado em: março/2008.

VAN HUYSSTEEN, E. – Baselineing – A Reference Manual, 1st ed., CD-ROM, CANMET/MMSL, INTEMIN, Canadá. 1998.

ZAGATTO, P. A. Ecotoxicologia. In: *Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações*. P.A. Zagatto e E. Bertoletti (eds.). pp. 1-13. Editora Rima, São Carlos, SP. 2006.

ANEXO

Critérios ecotoxicológicos para regulamentação do lançamento de efluentes líquidos nos diferentes estados que as possuem

Em Minas Gerais ainda não foram estabelecidos critérios de toxicidade para descarte de efluentes, porém, a deliberação normativa explícita no art. 29 que “o efluente não deverá causar ou posuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor...os critérios de toxicidade devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos, e realizados no efluente.” COPAM/CERH-MG, nº 1 (COPAM/CERH, 2008).

No Paraná, a regulamentação se baseia no atendimento de limites de toxicidade em testes com o microcrustáceo de água doce *Daphnia magna*, com a bactéria marinha *Vibrio fisheri* e com a alga clorofícea *Scenedesmus subspicatus* a diversos tipos de atividades industriais. Fatores de Toxicidade (FT= menor diluição da amostra na qual não se observa efeito deletério sobre os organismos-teste) foram determinados como concentrações máximas do efluente no corpo receptor para que não causem efeitos tóxicos agudos e crônicos. IAP 19 (IAP, 2006).

Em Pernambuco ainda não foram estabelecidos instrumentos legais, porém Instruções Técnicas Internas da Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos orientam a realização de testes com *Daphnia magna*, adotando Fator de Diluição 1 como Não Tóxico e os de maior valor como Tóxicos.

No Rio de Janeiro é calculada a Unidade de Toxicidade Aguda ou Fator de Diluição cujos valores limites devem estar no inter-

valo de 2 a 8 em testes com o peixe *Brachydanio rerio*. FEEMA - NT-213.R-4 (FEEMA, 1990).

No Rio Grande do Sul, é calculado o Fator de Toxicidade (FT = menor diluição da amostra na qual não se observa efeito deletério sobre os organismos-teste) e a Genotoxicidade. Os valores de FT são utilizados em uma equação em que o FT deve ser menor ou igual à fração da vazão mínima do corpo receptor sobre 100 vezes a vazão máxima do efluente. Os critérios de descarte estão descritos segundo os tipos de efluentes (industriais ou domésticos), prazos, em anos, para adequação (2, 4, 6, 8, 10, 12 e 14 anos), volume de efluente (m^3), Fator de Toxicidade (1 a 4), testes ecotoxicológicos (agudo e crônico com organismos de três níveis tróficos) e de genotoxicidade. Para os efluentes industriais com volumes entre $100-1.000 m^3$ e domésticos entre $10.000-50.000 m^3$, os testes agudos podem ter FT de 1 a 4 em 4 anos e sem toxicidade aguda em 6 ou 8 anos, sem toxicidade crônica em testes crônicos em 8, 10 ou 12 anos e não genotoxicidade em 10, 12 ou 14 anos. Para efluentes industriais com volumes entre $1.000-10.000 m^3$ sem toxicidade aguda em testes agudos em 2 anos, sem toxicidade crônica em testes crônicos em 4 anos; e para volumes maiores que $10.000 m^3$ não genotoxicidade em 2 ou 8 anos. Resolução CONSEMA nº 129/2006 (CONSEMA, 2006).

Em São Paulo é calculada a D.E.R. (Diluição do Efluente no Corpo Receptor) como a razão da média do efluente multiplicada por 100 pela soma da vazão média do efluente com a mínima do corpo receptor; este valor é relacionado matematicamente (\leq) com resultados de testes agudos com imobilidade [CE(I)50;48h] ou letalidade [CL(I)50;96h] divididos por 100 ou crônico [CENO(I); 7 dias] dividido por 10; 100 e 10 são fatores para a garantia de ausência de efeitos tóxicos crônicos para

efluentes lançados diretamente em água doce e apenas 10 para os lançados indiretamente em água doce; para efluentes lançados em águas marinhas, estuarinas ou represas são necessários estudos da dispersão do efluente no corpo receptor. Resolução SMA-03/1976 (SÃO PAULO, 1976).

No Estado de Santa Catarina, a regulamentação se baseia no atendimento de limites de toxicidade aguda em testes com o microcrustáceo de água doce *Daphnia magna* e a bactéria marinha *Vibrio fisheri* para diversos tipos de atividades industriais. Fatores de Diluição (FD= a primeira de uma série de diluições de um efluente que não causa efeito agudo aos organismos-teste) são usados em uma relação com a percentagem do efluente no corpo receptor (P.E.R.); a P.E.R. é calculada pela razão entre a vazão máxima projetada do efluente vezes 100 pela soma da vazão máxima do efluente e a vazão crítica anual do corpo receptor (= média de 7 dias consecutivos com probabilidade de retomo em 10 anos). Esta equação é relacionada matematicamente (\leq) com a razão do FD dividido por 2. (Portaria 017/02 - FATMA, 2002).

SÉRIES CETEM

As Séries Monográficas do CETEM são o principal material de divulgação da produção científica realizada no Centro. Até o final do ano de 2010, já foram publicados, eletronicamente e/ou impressos, cerca de 200 títulos, distribuídos entre as seis séries atualmente em circulação: Rochas e Minerais Industriais (SRMI), Tecnologia Mineral (STM), Tecnologia Ambiental (STA), Estudos e Documentos (SED), Gestão e Planejamento Ambiental (SGPA) e Inovação e Qualidade (SIQ). A Série Iniciação Científica consiste numa publicação eletrônica anual.

A lista das publicações poderá ser consultada em nossa homepage. As obras estão disponíveis em texto completo para download. Visite-nos em <http://www.cetem.gov.br/series>.

Últimos números da Série Tecnologia Ambiental

STA-60 - Mecanismos, técnicas e aplicações da agregação no tratamento mineral e ambiental. Cristiane Oliveira e Jorge Rubio, 2011.

STA-59 - Influência do Níquel na Biorremediação de Solo Tropical Multicontaminado com Hidrocarbonetos de Petróleo e na Estrutura da Comunidade Microbiana. Natália Franco, Rodrigo Gouvêa Taketani, Selma Gomes Ferreira Leite, Andrea Camardella de Lima Rizzo, Siu Mui Tsai e Cláudia Duarte da Cunha, 2010.

STA-58 - Monitoramento da Atenuação Natural de Solos Artificialmente Contaminados com Óleo Diesel B0 e B4. Cláudia Affonso Barros, Andréa Camardella de Lima Rizzo, Claudia D. da Cunha e Eliana Flávia Camporese Sérvulo, 2010.

INFORMAÇÕES GERAIS

CETEM – Centro de Tecnologia Mineral
Avenida Pedro Calmon, 900 – Cidade Universitária
21941-908 – Rio de Janeiro – RJ

Geral: (21) 3867-7222

Biblioteca: (21) 3865-7218 ou 3865-7233

Telefax: (21) 2260-2837

E-mail: biblioteca@cetem.gov.br

Homepage: <http://www.cetem.gov.br>

NOVAS PUBLICAÇÕES

Se você se interessar por um número maior de exemplares ou outro título de uma das nossas publicações, entre em contato com a nossa biblioteca no endereço acima.

Solicita-se permuta.

We ask for interchange.