Avaliação do potencial de impacto ecotoxicológico do efluente líquido de um abatedouro frigorífico utilizando *Daphnia magna*

*Evaluation of potential impact ecotoxicological of liquid waste from a slaughterhouse refrigerator using *Daphnia magna**

Eduardo Borges Lied(*)

Engenheiro Ambiental. Mestre em Engenharia Química pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná – PEQ/UNIOESTE. Membro do grupo de pesquisa Desenvolvimento e Simulação de Processos desta instituição

Leon Maximiliano Rodrigues

Biólogo. Mestre em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Doutorando em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF

Endereço para correspondência (*): Av. Brasil, 1318, Caixa Postal 56, Centro, Foz do Iguaçu – PR, CEP 85.857-970. Tel: (45) 3578-7220. e-mail: lied.eduardo@gmail.com

Data de entrada: 22/09/2010 **Data de aprovação:** 05/09/2011

RESUMO

Considerando a complexidade das substâncias presentes nos efluentes líquidos verifica-se que, em muitos casos, o efluente apresenta toxicidade remanescente após o tratamento em sistemas convencionais. Neste sentido, este trabalho tem por objetivo propor a utilização de testes ecotoxicológicos como um parâmetro na estimativa do impacto do efluente de um frigorífico utilizando o microcrustáceo *Daphnia magna* como bioindicador de toxicidade. O efluente final, representado pela Lagoa de Decantação, apresentou uma CE(50) de 82,03%. A estimativa da possível ocorrência de efeitos tóxicos sobre o ecossistema aquático permite o uso de modelos matemáticos com base nas vazões críticas ($Q_{7,10}$ e $Q_{95\%}$) do corpo receptor. Pelo modelo determinou-se a diluição mínima necessária do efluente (D.E.R) a fim de prevenir efeitos deletérios à biota aquática em 0,82%, valor não atendido para as situações estudadas (61,41% e 65,56%), condição que exige a redução da toxicidade do efluente.

ABSTRACT

Considering the complexity of substances in liquid effluent it appears that in many cases, the effluent toxicity remains after treatment in conventional systems. This work aims to propose the use of ecotoxicological tests as a parameter to estimate the impact of effluent from a slaughterhouse refrigerator using *Daphnia magna* microcrustacean as bioindicator of toxicity. The final effluent, represented by the Decantation Lagoon, showed a CE(50) of 82.03%. The estimate of the possible toxic effects on aquatic ecosystem allows the use of mathematical models based on the critical flow rate ($Q_{7,10}$ and $Q_{95\%}$) of watercourse. By the model was determined the minimum dilution needed of the effluent (D.E.R) to preventing deleterious effects on aquatic

life in 0.82%, value is not satisfied for the situations studied (61.41% and 65.56%), condition requiring the reduction of effluent toxicity.

Palavras-chave: testes ecotoxicológicos; abatedouro frigorífico; corpo receptor.

Keywords: ecotoxicological tests; slaughterhouse; watercourse.

INTRODUÇÃO

Via de regra quanto mais a humanidade desenvolve sua capacidade tecnológica, a fim de atender suas necessidades, mais emergem conflitos relativos ao uso de recursos e da disposição dos resíduos no ambiente. O modelo de civilização que há dois séculos vige, trouxe a industrialização como forma de produção e organização do trabalho, contribuindo com a disponibilidade de uma diversidade enorme de produtos químicos potencialmente tóxicos (Zagatto, 2006).

O fato é que essa disponibilidade tem se configurado na forma de fontes de poluição e, segundo Borrelly (2001), o principal receptor dessa grande variedade e quantidade de poluentes são os ecossistemas aquáticos, mesmo que os poluentes sejam lançados no ar, no solo, ou diretamente nos corpos d'água. Além disso, é muito comum o lançamento direto de esgotos e efluentes industriais nos ambientes aquáticos, o que é preocupante, pois de acordo com CETESB (2008), os efluentes líquidos constituem-se no principal veículo de introdução de poluentes nos recursos hídricos.

As consequências da existência de diversas especificações e tipologias industriais são comprometedoras sob o ponto de vista de seu controle ambiental, principalmente, no ecossistema aquático.

Em função dessas dificuldades, os testes de toxicidade com organismos aquáticos tem sido utilizados em países altamente industrializados, tais como Canadá, França, Alemanha e Estados Unidos, em complementação ao controle de emissões. Isso vem ocorrendo, pois uma das vantagens desses testes é de sua abrangência a uma grande variedade de substâncias em um único ensaio, possibilitando a detecção dos efeitos de substâncias tóxicas novas que possam surgir no ecossistema aquático (Branco, 1989; Zagatto et al., 1988).

Em face disso, Bertolotti (2008) aponta que a presença de agentes químicos nos ecossistemas aquáticos representa sempre um risco aos seres vivos, não existindo, na prática, o que se possa chamar de risco zero, ou seja, 100% de segurança de que não ocorram efeitos tóxicos quando da exposição dos organismos aos agentes químicos. Nesse sentido, o risco que um agente químico impõe aos organismos aquáticos é avaliado por meio do julgamento científico da probabilidade de danos que suas concentrações ambientais, conhecidas ou estimadas,

podem causar. Assim, no processo de julgamento científico para avaliar o risco que um efluente impõe ao ambiente aquático são consideradas, inicialmente, sua toxicidade e a sua diluição no corpo de água.

Estimativa do Potencial de Impacto sobre o Corpo Receptor

Na Resolução CONAMA 357/2005, em seu 1º parágrafo do artigo 34 diz que “o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente” (Brasil, 2005).

No texto acima, segundo CETESB (2008), a frase “não deverá causar” significa que o órgão ambiental deve autuar o emissor com base na constatação direta de que o efluente causa efeitos tóxicos (agudos ou crônicos) no corpo receptor. Essa constatação se daria pela realização de ensaio ecotoxicológico com amostra coletada no corpo receptor à jusante do lançamento do efluente. No entanto, em termos práticos, essa constatação torna-se de difícil realização, visto que seria necessária uma amostragem das águas do corpo receptor no local onde há a mistura completa do efluente.

Para evitar a necessidade de amostragens no corpo d'água utiliza-se a frase “não deverá possuir potencial para causar”, uma vez que essa condição permite o uso de modelos matemáticos para avaliar a possível ocorrência de efeitos tóxicos (CETESB, 2008).

Diante disso, no estado do Paraná, por meio da Portaria IAP 019/2006, ficou determinado a realização de um estudo com a finalidade de estimar os possíveis efeitos tóxicos sobre o corpo receptor, conforme segue:

O estabelecimento dos limites máximos no rio deve estar de acordo com uma relação que determine a concentração máxima do efluente no corpo receptor, de modo que a mesma não venha causar efeito tóxico crônico ou agudo nos termos da Resolução CONAMA nº 357/2005. (...) NÃO EXCEDENDO Fator de Toxicidade 8 (oito) (Paraná, 2006).

O Instituto Ambiental do Paraná, em sua Portaria 019/2006, não indica especificamente o método analítico para o estabelecimento de critério para a concentração máxima permitível do efluente no corpo receptor. Por essa razão, toma-se como referência, a fim de se estimar o potencial de impacto do efluente, para efeitos desse trabalho, a Resolução SMA-03/2000 do Estado de São Paulo, a qual está apoiada na bem-sucedida experiência norte-americana (USEPA), de controle de emissões líquidas com ênfase na qualidade das águas receptoras.

Basicamente, essa peça legal determina que para casos em que o resultado do ensaio ecotoxicológico agudo [CE(I)50;48h ou CE(50)] realizado no efluente apresentar um valor menor daquele definido pela relação matemática estabelecida na Resolução SMA-03/2000, o efluente é considerado possuidor de potencial para causar efeitos adversos aos organismos aquáticos. Para essa situação, pode ser providenciada a redução dos efeitos tóxicos do efluente (CETESB, 2008).

Essas considerações sobre os efeitos tóxicos que o lançamento de efluentes mesmo tratados provocam nos corpos hídricos

receptores são demonstradas por Zagatto et al. (1988). Os autores utilizando dados de toxicidade para *Daphnia similis* e vazões do efluente e do respectivo corpo receptor, de modo similar ao preconizado pela Resolução SMA-03/2000, avaliaram o potencial de impacto de algumas indústrias na bacia do rio Piracicaba, no estado de São Paulo.

Martins et al. (2010) em suas investigações da toxicidade de efluentes de celulose branqueada de eucalipto utilizaram o cálculo da DER (diluição do efluente no corpo receptor) com o objetivo de observar a permanência ou não do efeito tóxico sobre a *Ceriodaphnia dubia* após o lançamento do efluente no corpo hídrico.

Outros relatos na literatura científica de avaliação da eficiência na redução de toxicidade em tratamentos convencionais de efluentes bem como seus potenciais impactos ecotoxicológicos sobre os corpos receptores podem ser encontrados (Nieto, 2000; Bertoletti et al., 1989).

Desta forma, o presente estudo visa, em linhas gerais, avaliar a qualidade do efluente líquido de um abatedouro frigorífico e seus efeitos potenciais adversos sobre o corpo receptor, através de análises de toxicidade aguda utilizando o organismo-teste *Daphnia magna*.

METODOLOGIA

Coleta das Amostras

O objeto de estudo é uma unidade de abatedouro frigorífico, situado na cidade de Medianeira, oeste do Estado do Paraná. Esse frigorífico é destinado ao abate de suínos e seu posterior processamento. O nome do frigorífico não será mencionado por motivo de cláusula contratual.

O sistema de tratamento de águas residuárias empregado atualmente é composto por: peneira estática; decantador; lagoa anaeróbia 1; lagoa anaeróbia 2; lagoa aerada de mistura completa; lagoa de decantação e um flotor físico-químico. Este último somente é utilizado em eventuais situações em que o tratamento precedente não é capaz de enquadrar o efluente aos limites permissíveis determinados pela legislação, situação essa não encontrada no dia da coleta das amostras, desta forma o efluente da lagoa de decantação é considerado o efluente final, sendo lançado no corpo receptor, que responde pelo rio Alegria. A vazão média do efluente do frigorífico é de 2.000 m³.dia⁻¹.

Assim, para esse trabalho foram coletadas amostras únicas do efluente de cada etapa do sistema de tratamento de águas residuárias, totalizando 6 amostras, a saber:

- Efluente Bruto;
- Lagoa Anaeróbia 1;
- Lagoa Anaeróbia 2;
- Lagoa Aerada de Mistura Completa;
- Lagoa de Decantação (ponto de lançamento – efluente final);
- Flotor Físico-Químico (amostra coletada por tratamento em escala laboratorial).

O método aplicado para a realização da coleta consistiu na retirada de amostra simples. A coleta foi efetuada com um

recipiente de polipropileno. O frasco que conteve a amostra foi totalmente preenchido, a fim de minimizar a presença de ar.

Ensaio de Toxicidade Aguda

De acordo com a NBR 12713 (ABNT, 2004), na impossibilidade do início do ensaio em 12 horas, a amostra deve ser mantida em temperatura inferior a 10°C, sem congelamento, desde que o ensaio seja iniciado em até 48 horas. No caso deste trabalho a amostra não pôde ser analisada imediatamente, sendo a mesma preservada para as condições citadas anteriormente.

Os ensaios de toxicidade foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC (Santa Cruz do Sul, RS). Os métodos da rotina dos ensaios ecotoxicológicos seguem a NBR 12713 (ABNT,

2004) para *Daphnia magna* e os procedimentos descritos por Knie e Lopes (2004).

Estes ensaios consistem em expor indivíduos jovens do microcrustáceo *Daphnia magna* a várias diluições do efluente por um período de 48 horas, onde o efeito tóxico agudo é determinado através da perda de movimento dos organismos. Os organismos-teste foram cultivados em água reconstituída, composta por água destilada e deionizada e nutrientes, denominada por água de cultivo, cujo pH deve variar de 7,0 a 8,0.

Para a realização dos testes de toxicidade, os neonatos com idade entre duas e 26 horas foram expostos a soluções contendo o efluente. A partir da amostra (efluente) é preparada uma série de diluições contendo água de diluição e a própria amostra. As amostras foram submetidas aos seguintes fatores de diluição, em duplicata: 1 (100%); 2 (50%); 4 (25%); 8 (12,5%); 16 (6,25%); 32 (3,125%) e 64 (1,562%) (Figura 1).

Figura 1: Teste de Toxicidade e seus Fatores de Diluição.

Fonte: Adaptado Brentano (2006).

Durante o teste, os organismos não foram alimentados nem ficaram expostos à luz. Após o tempo de prova se estabelece um número de indivíduos imóveis por concentração. O resultado do teste aponta a menor quantidade de diluição que causa efeito agudo sobre os organismos-teste.

Leitura de Resultados dos Ensaio

Após as 48 horas observou-se o número de indivíduos imóveis por concentração e a partir destes dados foi determinada a CE(50) (concentração que causa efeito tóxico a 50% dos organismos). Importante ressaltar que são considerados imóveis, além dos organismos aparentemente mortos, aqueles incapazes de nadar na coluna d'água até 15 segundos após leve agitação do recipiente e os que estão flutuando na superfície, ainda que apresentem movimento.

Para a determinação da CE(50) foi utilizado um método estatístico computacional denominado *Trimed Spearman-Kärber for Calculation of EC50 and LC values in bioassays*, programa disponível no Laboratório de Ecotoxicologia da UNISC.

Os critérios de validade nos ensaios agudos com *D. magna* são basicamente os seguintes:

- a concentração de oxigênio dissolvido nas diluições-teste, ao final do ensaio, deve ser maior ou igual a 2 mg.L⁻¹;
- a porcentagem de organismos imóveis no controle não deve exceder 10 %;
- o valor do pH deve estar dentro da faixa estabelecida pela norma adotada.

Nos ensaios devem ser usados somente os indivíduos provenientes de lotes cuja sensibilidade esteja dentro da faixa estabelecida para determinada substância de referência (dicromato de potássio).

O teste de sensibilidade dos cultivos de *Daphnia magna* do Laboratório de Ecotoxicologia da UNISC é realizado desde o ano de 2005, utilizando como substância de referência o dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) numa concentração de 10 mg.L⁻¹. A CE(I)50 24h (Concentração Efetiva Inicial Mediana – concentração da amostra do início do ensaio que causa efeito agudo a 50% dos organismos-teste em 24h nas condições de ensaio) média dos testes de sensibilidade ao dicromato de potássio estabeleceu-se em 0,625 ± 0,10, validando assim, as condições de realização dos testes, sendo a faixa mínima aceitável de 0,441 e máxima de 0,810.

Estimativa do Potencial de Impacto

Para o estabelecimento da estimativa do potencial de impacto sobre o corpo receptor foi utilizada a Resolução SMA-03/2000 do Estado de São Paulo.

Essa resolução baseia-se nas relações que fixam a toxicidade permissível segundo a Equação (1), como segue (São Paulo, 2000):

$$D.E.R \leq \frac{CE50 \text{ ou } CL50}{100} \quad \text{Equação (1)}$$

onde:

D.E.R. = diluição do efluente no corpo receptor, em % [Equação (2)];

CE50 = concentração do efluente que causa efeito agudo a 50% dos organismos aquáticos em determinado período de exposição, em %;

CL50 = concentração do efluente que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos organismos aquáticos em determinado período de exposição, em %;

100 = fator utilizado para garantir a ausência de efeitos tóxicos crônicos.

O fator 100 utilizado na Equação 1, segundo CETESB (2008), é adotado em função principalmente de duas incertezas, que são: extrapolação de efeito agudo para crônico (10 vezes); desconhecimento da toxicidade do efluente para diferentes organismos aquáticos (10 vezes). Em casos em que há interesse somente pelo efeito agudo o fator utilizado na Equação 1 seria 10 em vez de 100.

O cálculo da diluição do efluente no corpo receptor (D.E.R.) é efetuado através da Equação 2 (São Paulo, 2000):

$$D.E.R = \frac{\text{Vazão média efluente} \times 100}{\text{Vazão média efluente} \oplus \text{Vazão de referência corpo receptor (em } Q_{7,10})}$$

onde:

$Q_{7,10}$ = vazão para 10 anos de Tempo de Recorrência e 7 dias de duração de estiagem.

As Equações 1 e 2 produzem o seguinte significado: para que haja garantia que efluente não provoque efeitos deletérios à biota aquática recomenda-se o critério designado pela Equação 1.

Observando a Resolução SMA-03/2000 do Estado de São Paulo, nota-se a adoção da $Q_{7,10}$ como vazão de referência. No entanto, é importante ressaltar que, no âmbito do Estado do Paraná, a vazão de referência determinada atualmente pela SUDERHSA (Superintendência de Desenvolvimento em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) é a $Q_{95\%}$ (vazão que é superada ou igualada em 95% do tempo). Por isso, as estimativas de potencial de impacto serão realizadas com base nas duas vazões de referência.

Para o estabelecimento da $Q_{95\%}$ deve-se recorrer pri-

meiramente ao levantamento da série histórica das vazões do corpo d'água em questão (rio Alegria, Município de Medianeira, Paraná), dados fornecidos pela SUDERHSA. Esses dados permitem a geração da curva de permanência do rio, conforme procedimentos descritos em Mattos e Villela (1975), sendo encontrado o valor para $Q_{95\%}$ de $0,0219 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A vazão $Q_{7,10}$ foi determinada por meio do método da regionalização de dados. Para sua estimativa os dados foram baseados no mapa de Vazões Mínimas em Pequenas Bacias de autoria da SUDERHSA. Esse mapa apresenta isolinhas referentes a vazões mínimas específicas ($\text{L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$). Esse método exige o conhecimento da área de drenagem da bacia em questão. A seguir encontra-se discriminada a fórmula utilizada para determinar a vazão $Q_{7,10}$:

$$Q_{7,10} = [\text{Vazão Mínima Específica } (\text{L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2})] \otimes [\text{Área de Drenagem } (\text{km}^2)]$$

A bacia do rio Alegria encontra-se delimitada pela isolinha de $1,5 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$. Assim sendo, para o cálculo da vazão é necessário a área de drenagem dessa bacia. Segundo a SUDERHSA, a área corresponde a $17,5 \text{ km}^2$. Com os dados foi possível calcular uma $Q_{7,10}$ equivalente a $0,0262 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Inicialmente, a seguir na Tabela 1 são apresentados os resultados da caracterização físico-química do efluente final do frigorífico e seus respectivos padrões de lançamento estadual e federal.

Tabela 1: Parâmetros físico-químicos do efluente final (lagoa de decantação).

Parâmetro	Valor	Padrão IAP ¹ /CONAMA ²
pH	6,68	5 a 9
Demanda Química de Oxigênio ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	116,49	≤ 200
Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	22,5	≤ 60
Amônia ($\text{mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$)	14	≤ 20
Nitrato ($\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$)	21,6	-
Nitrito ($\text{mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$)	34,24	-
Sólidos Sedimentáveis ($\text{mL L}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	0,2	$\leq 1,0$
Surfactantes (mg L^{-1})	0,53	-
Sólidos Suspensos Totais (mg SST L^{-1})	22 (70%)	Remoção $> 20\%$
Óleos e Graxas (mg L^{-1})	0,8	≤ 50

¹Resolução Nº. 0070/2009 do CEMA (Conselho Estadual de Meio Ambiente – Paraná).

²Resoluções 357/2005, 397/2008 e 430/2011 do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente).

Ao analisar a tabela anterior, embora o atendimento aos padrões de emissão dos efluentes industriais seja verificado, Nieto (2000), Bertoletti et al. (1989) e Zagatto et al. (1988) alertam que essa condição não é suficiente para evitar toxicidade aos organismos aquáticos, uma vez que os resultados obtidos em seus trabalhos demonstram não haver relação direta entre toxicidade aguda e parâmetros físico-químicos.

Desta forma, para efeitos de caracterização qualitativa dos resultados expressos em CE(I)50;48h, Nieto (2000) propõe a consulta da Tabela 2 com o intuito de estabelecer a escala de toxicidade das amostras submetidas aos testes.

Tabela 2: Escala de Toxicidade.

Valores de CE(I) 50	Classes das Amostras
< 25%	Muito Tóxica
25% - 50%	Moderadamente Tóxica
51% - 75%	Tóxica
> 75%	Levemente Tóxica
Não Tóxica	Não tóxica

Fonte: Nieto (2000).

Com base na Figura 2 verifica-se, de acordo com Nieto (2000), que três amostras (bruto, aerada e flotador) estão enquadradas como efluentes “muito tóxicos”. Na categoria de efluentes “moderadamente tóxicos” situaram-se duas amostras (lagoas 1 e 2). Nenhuma das amostras ficou classificada como somente “tóxica”. A amostra da Lagoa de Decantação enquadrou-se como “levemente tóxica”.

Nas etapas de aeração e flotação observa-se um aumento da toxicidade em comparação ao efluente bruto. As causas desses efeitos tóxicos a princípio são incertas no campo da investigação técnica, embora seja possível traçar algumas possíveis explicações teóricas. Com relação ao flotador é provável que o uso do Cloreto Férrico (FeCl_3) que é adicionado ao processo de tratamento como coagulante seja o responsável, em função do conhecimento de seus efeitos ecológicos e ecotoxicológicos.

Na realização dos ensaios de toxicidade observou-se uma reação imediata dos organismos quando da exposição à amostra do flotador, reação essa que encontra fundamento a partir do entendimento da ocorrência da rápida absorção da substância pelos organismos, em razão da alta solubilidade do cloreto. De acordo com informações ecotoxicológicas do fabricante do produto a concentração que causa efeitos tóxicos ao microcrustáceo *Daphnia sp* é de 28 mg L^{-1} [CE(50)], sendo que a dosagem utilizada para a operação do flotador residiu em 420 mg L^{-1} de FeCl_3 .

Essas suposições acerca dos possíveis elementos causadores da toxicidade são uma prática em outros trabalhos. Tal como Zagatto et al. (1988), que ao constatarem toxicidade de um efluente de Refinaria de Petróleo atribuíram o efeito tóxico devido a presença de sulfetos e fenóis em concentrações elevadas de 13,0 e 28,7 mg L^{-1} , respectivamente. Os autores concluíram isso levando em consideração que 0,01 mg L^{-1} a 0,04 mg L^{-1} em sulfeto e 5 mg L^{-1} a 29 mg L^{-1} de fenol causam efeito letal agudo em organismos aquáticos.

No dia da coleta das amostras foi aferida a vazão de momento do sistema, o qual se estabeleceu em $150 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ($0,0417 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Com base nas informações sobre as vazões de referência e a toxicidade aguda [CE(I)50;48h] para D. magna, foi possível determinar (Equações 1 e 2) a toxicidade permissível para o corpo receptor.

Para a vazão $Q_{7,10}$ a D.E.R. (Equação 2) atingiu um valor de 61,41%. Entretanto, pela relação matemática representada

Figura 2: Resultados expressos em CE(I)50;48h.

pela Equação 1, o valor desejado para que o efluente lançado não venha a provocar impacto sobre o corpo receptor é de 0,82%. Desta forma, o efluente é considerado possuidor de potencial para causar efeitos adversos (agudos e crônicos) aos organismos aquáticos, a princípio não sendo permitido o lançamento do efluente. Contudo, para essa situação, nos termos da Resolução SMA-03/2000, poderá ser solicitada a reavaliação dos limites de toxicidade ou ser providenciada a redução dos efeitos tóxicos do efluente.

Para a vazão $Q_{95\%}$ a D.E.R. estimada foi de 65,56%. Contudo, o valor desejado que não causaria efeitos tóxicos, segundo a relação matemática, também é de 0,82%. Desta forma, as conclusões tomadas para os resultados relativos à vazão $Q_{7,10}$ também são aplicáveis a este caso.

A Tabela 3 apresenta de forma resumida os resultados da estimativa de potencial de impacto sobre o corpo receptor, segundo o estado de São Paulo.

Destaca-se que o corpo receptor – rio Alegria – do efluente é um rio que pertence a Classe 2, segundo Resolução 357/2005 do CONAMA. Para corpos d’água dessa classe está previsto a preservação da flora e fauna aquáticas. Por esta razão, em consonância com a estimativa de impacto apresentada pela Tabela 3, verifica-se a necessidade desta indústria de reduzir a toxicidade de seu efluente, para que sejam evitados efeitos tóxicos agudos e crônicos à biota aquática.

Diante do exposto, é importante a implementação de um

Tabela 3: Estimativa de impacto sobre o rio Alegria em CE(I)50;48h.

Vazões Críticas	CE(I)50;48h (efluente final)	Vazão do Efluente ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	D.E.R.	D.E.R. ≤ CE(I)50;48h / 100	Potencial de Impacto
$Q_{7,10}$	82,03%	0,0417	61,41%	D.E.R. ≤ 0,82%	SIM
$Q_{95\%}$	82,03%	0,0417	65,56%	D.E.R. ≤ 0,82%	SIM

tratamento mais apropriado com vistas à redução da toxicidade e de seu potencial de impacto sobre o corpo receptor. Para tal, a redução necessária para que se alcance uma concentração mínima (em CE50) a fim de não causar efeitos adversos (agudos e crônicos) é apresentada na Tabela 4. As informações contidas nesta tabela são importantes, pois orientam os valores da toxicidade (máxima) permissível tendo em vista o não atendimento da legislação na situação atual.

Os valores anotados na Tabela 4 foram gerados a partir da equação 1. Para tanto, é isolado o termo “CE(50)”, estabelecendo

a distinção na equação entre os fatores relacionados aos efeitos agudos e crônicos, os quais correspondem 10 e 100, respectivamente.

Tabela 4: Concentração Mínima para Prevenção de Efeitos Deletérios.

Vazões Críticas	Concentração Mínima (em %)	
	Agudo	Crônico
$Q_{7,10}$	614,1*	6141*
$Q_{95\%}$	655,6*	6556*

* Concentrações iguais ou acima de 100% indicam que o efluente deve ser não tóxico.

Desta forma, as concentrações mínimas necessárias para prevenir efeitos deletérios à biota aquática apontadas na Tabela 4, em termos práticos, significam que o efluente sob qualquer condição de vazão crítica ($Q_{7,10}$ ou $Q_{95\%}$) deve apresentar ausência de toxicidade, ou seja, para que o efluente deste empreendimento possa ser lançado sobre o corpo receptor é indispensável que o tratamento empregado resulte em uma redução de 100% em sua toxicidade, segundo os termos descritos neste presente trabalho.

Investigações similares encontram-se em Martins et al. (2010), que ao aplicar as fórmulas sugeridas pela Resolução da Secretaria do Meio Ambiente (SMA-03/2000) calculou a diluição do efluente no corpo receptor (DER) utilizando no cálculo a $Q_{7,10}$ (que para o Rio Mucuri, no estado da Bahia, é de $17 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e a vazão do efluente ($5700 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$). O valor encontrado da DER foi de 8,52%. Para o valor de CE(50) encontrado para *Ceriodaphnia dubia* tem-se que a prevenção dos efeitos crônicos ocorrerá quando a DER for menor que a CE(50) dividida por 100 (0,74%). Através destes cálculos pode-se inferir que haverá efeito tóxico crônico para este efluente mesmo quando se considera a diluição que ocorre no corpo receptor.

Em outro trabalho, resultado de uma quantificação parcial no início dos anos 80, realizado por Bertolotti et al. (1989), indicou que 79% dos efluentes domésticos e 62% dos efluentes industriais apresentavam efeitos tóxicos após os tratamentos para remoção de poluentes convencionais. Ainda, e mais relevante, foi o fato de que 43% dos efluentes domésticos e 46% dos efluentes industriais tinham potencial para causar efeitos tóxicos em diferentes recursos hídricos na região da Grande São Paulo.

No mesmo sentido, Zagatto et al. (1988) avaliaram a toxicidade aguda de efluentes líquidos de 7 indústrias situadas na bacia do rio Piracicaba (SP) com a finalidade de estimar o impacto do lançamento de efluentes nos corpos receptores. Da mesma forma do presente estudo, a previsão dos impactos foi traçada com base na análise conjunta da toxicidade do efluente e na concentração estimada do mesmo no corpo receptor. Assim, foram realizados testes ecotoxicológicos utilizando a *Daphnia similis* como organismo-teste. De acordo com a estimativa de

impacto apresentada pelos autores, verifica-se a necessidade de 2 indústrias, reduzirem a toxicidade de seus efluentes, em virtude dos valores de CE(50) auferidos, de 0,18% (indústria têxtil) e 1,2% (refinaria de petróleo). Esses valores estão aquém das concentrações necessárias para não causar efeitos na biota do corpo receptor, que em termos de efeitos agudos deveria estar acima de 1,33% para a indústria têxtil e 5,7% para a refinaria de petróleo; e em termos de prevenção de efeitos crônicos acima de 4,4% e 19%, respectivamente.

Nieto (2000) analisou 43 indústrias de diversas categorias no estado de São Paulo, dentre as quais 2 unidades de abatedouro. Nessa pesquisa foi levantado que 66,7% dos efluentes apresentavam efeitos tóxicos após o tratamento, sendo que muitos também apresentavam potencial para causar efeitos adversos nos recursos hídricos receptores, ou seja, a análise do potencial dos efluentes tratados de causar impacto nos corpos receptores apontou que dos 32 despejos avaliados, 21 (65,6%) apresentaram resultados que indicam grande probabilidade de efeitos adversos sobre os ecossistemas aquáticos pelo lançamento de efluentes líquidos. Com relação aos abatedouros, os resultados revelam que os mesmos não possuem potencial de impacto sobre os respectivos corpos receptores (rio Camanducaia e Jaguari).

O mesmo autor, com base nos resultados obtidos, ainda conclui que alguns dos corpos d'água receptores desses efluentes podem estar seriamente comprometidos, o que torna necessário que as indústrias desenvolvam programas objetivando a redução da toxicidade dos efluentes tratados, a fim de preservar os escassos recursos hídricos disponíveis para utilização de água no consumo humano e para preservação da vida aquática.

Com este propósito, afirma Bertolotti (2008), os conhecimentos necessários para a redução da toxicidade estão dentro do próprio empreendimento, no qual as informações sobre a qualidade química do efluente; as substâncias utilizadas; e os processos produtivos podem orientar os profissionais especializados nesse assunto. Alternativamente, estudos sobre a avaliação e identificação da toxicidade (AIT) de efluentes podem ser contratados em laboratórios especializados disponíveis no mercado. Tais estudos visam auxiliar na determinação de compostos, ou classe de compostos, responsáveis pela toxicidade em um determinado efluente.

CONCLUSÕES

Os níveis tóxicos dos efluentes do sistema de tratamento da empresa estudada bem como o seu potencial de impacto sobre o corpo receptor foram conhecidos.

Os ensaios de toxicidade aguda realizados com *Daphnia magna* revelaram que todas as amostras apresentaram efeito tóxico, porém em níveis diferentes. Quanto aos efluentes da Lagoa Aerada e do Flotador Físico-Químico é indicada a realização de testes adicionais para efeitos de confirmação dos resultados; e caso houver a recorrência de valores aproximados sugere-se a realização de um estudo de Avaliação e Identificação da Toxicidade (AIT) – protocolo disponibilizado pela USEPA – com a finalidade de identificar

os componentes tóxicos responsáveis pela emergência da toxicidade nessas etapas do tratamento.

Foi constatado que a CE(50) do efluente final (Lagoa de Decantação) ficou acima do limite máximo de 12,5% (não excedendo fator de diluição 8), atendendo ao critério principal da Portaria IAP 019/06. No entanto, com relação ao critério adicional, representado pelo estudo da concentração permissível no corpo receptor, verificou-se o não atendimento para as duas situações analisadas, tanto para $Q_{7,10}$ e $Q_{95\%}$, de acordo com a metodologia descrita pela Resolução SMA 03/2000 (Estado de São Paulo). Dessa forma, nas condições resultantes do presente estudo é vedado o lançamento do efluente no corpo receptor segundo a legislação estadual vigente.

Somado à constatação anterior é importante ressaltar que a Portaria IAP 019/06 ainda exige para as categorias industriais não definidas (situação dos abatedouros), a utilização conjunta de organismos-testes. Isto é, além de *D. magna*, está previsto o ensaio com a bactéria *Vibrio fischeri*. Assim sendo, é de caráter obrigatório por parte do empreendedor a realização dos testes de toxicidade utilizando essa bactéria, com o objetivo de avaliar os possíveis efeitos tóxicos do efluente para com esse organismo. Dependendo dos resultados dos ensaios pode acontecer uma restrição ainda maior para as condições de lançamento do efluente, isso ocorreria caso fosse verificada toxicidade em menores concentrações daquelas verificadas com o microcrustáceo *D. magna*.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Eduardo Lobo Alcayaga, que em nome da Universidade de Santa Cruz do Sul concretizou a parceria para uso da infraestrutura do Laboratório de Ecotoxicologia. Aos técnicos e estagiários do referido laboratório, em especial à Adriana, Geani e Camila.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12713: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustácea, Cladocera). Rio de Janeiro, 2004.

BERTOLETTI, E.; GHERRARDI-GOLDSTEIN, E.; NIPPER, M.G. Toxicidade de efluentes industriais na Grande São Paulo. Revista DAE, v.49, N.155, p.63-70, 1989.

BORRELY, S. I. Redução da toxicidade aguda de efluentes industriais e domésticos tratados por irradiação com feixes de elétrons, avaliada com as espécies *Vibrio fischeri*, *Daphnia similis* e *Poecilia reticulata*. São Paulo, IPEN, 2001. 120p. Tese (Doutorado). Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações.

BRANCO, S. M. Considerações sobre a Nova Legislação Brasileira de Qualidade de Águas. In: Revista DAE, São Paulo, v. 49, n. 157, p. 185-187, 1989.

BRASIL. Resolução CONAMA n 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

BRENTANO, D. M. Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário. Dissertação de Mestrado (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Controle Ecotoxicológico de Efluentes Líquidos (Cursos e Treinamentos). São Paulo: Gráfica-CETESB, 2008. 88 p.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações. Florianópolis: FATMA/GTZ, 2004. 289 p.

MARTINS, D. V. R.; ASSEMAN, P. P.; PELINSON, N. S. Avaliação Ecotoxicológica de Efluentes de Celulose Branqueada de Eucalipto ao longo do Tratamento Biológico. In: I Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2010, Salvador.

MATTOS, A.; VILLELA, S. M. Hidrologia Aplicada. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

NIETO, R. Caracterização Ecotoxicológica de Efluentes Líquidos Industriais – Ferramenta para Ações de Controle da Poluição das Águas. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre.

PARANÁ. Portaria IAP Nº 019, DE 10/02/2006. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instituto Ambiental do Paraná. Diário Oficial do Estado de 24/01/2006. 7p.

SÃO PAULO. Resolução SMA-3, de 22 de fevereiro de 2000. O Secretário do Meio Ambiente, em face da deliberação da Diretoria Plena da CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental que aprovou a necessidade de implementar o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no Estado de São Paulo. Diário Oficial, São Paulo, 25 fev. 2000. 24 p.

ZAGATTO, P. A. Ecotoxicologia. In: ZAGATTO, P. A. e BERTOLETTI, E. Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações. São Carlos: Rima, 2006. 478p.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E. Toxicidade de efluentes industriais da bacia do rio Piracicaba. In: Revista Ambiente 2 (1): 39-42. 1988.