

ECOTOXICIDADE DA VINHAÇA PARA O PEIXE MATO GROSSO (*Hyphessobrycon eques*) E PARA A MACRÓFITA LENTILHA D'ÁGUA (*Lemna minor*)

Adilson Ferreira da SILVA¹; Silvia Patrícia CARRASCHI¹; Ana Cristina Fausto GÍRIO¹; Antônio Nader NETO¹; Claudinei da CRUZ²; Robinson Antonio PITELLI¹

RESUMO

Os objetivos deste estudo foram avaliar a possibilidade de utilização do peixe mato grosso (*Hyphessobrycon eques*) e da macrófita lentilha d'água (*Lemna minor*) como bioindicadores da toxicidade da vinhaça, estimando a CL50 e as porcentagens de mortalidade dos organismos-teste no período de safra da cana-de-açúcar. As concentrações testadas foram: 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5; 4,0; 4,5; 5,0; 7,5 e 10% de vinhaça, com três peixes por repetição e três repetições, e as macrófitas foram expostas a: 1,0; 3,0; 5,0 e 7,0% de vinhaça, com 12 frondes por repetição e três repetições, ambos os testes em delineamento inteiramente casualizado (DIC). Os valores de CL50 para o peixe variaram de 0,75 a 7,72% e para macrófita, de 1,30 a 4,27%. Os bioindicadores *H. eques* (peixe mato grosso) e *L. minor* (macrófita lentilha d'água) podem ser utilizados em avaliações ecotoxicológicas do efluente vinhaça, sendo esta muito tóxica para o peixe nos meses de agosto e setembro e tóxica para o peixe e para a macrófita lentilha d'água nos demais meses de ensaio.

Palavras chave: efluente; ecotoxicologia; sensibilidade

ECOTOXICITY OF VINASSE FOR FISH TETRA-SERPAE (*Hyphessobrycon eques*) AND MACROPHYTE DUCKWEED (*Lemna minor*)

ABSTRACT

The aims of this study were to evaluate the possibility of using the tetra-serpae fish (*Hyphessobrycon eques*) and macrophyte duckweed (*Lemna minor*) as biomarkers of toxicity of vinasse, estimating the LC50 and mortality percentages of the test organisms in the period crop of sugarcane. The concentrations tested were: 0.5; 1.0; 1.5; 2.0; 2.5; 3.0; 3.5; 4.0; 4.5; 5.0; 7.5 and 10% vinasse, with three fish per repetition and three repetitions, and the macrophytes were exposed to: 1.0; 3.0; 5.0 and 7.0% of vinasse, with 12 fronds per repetition and three repetitions, both completely randomized design in tests (CRD). The LC50 values for fish ranged from 0.75 to 7.72% and macrophyte, 1.30 to 4.27%. The biomarkers *H. eques* (fish tetra serpae) and *L. minor* (macrophyte duckweed) can be used in ecotoxicological effluent vinasse ratings, which is very toxic to fish during the months of August and September and toxic for fish and for macrophyte duckweed in the remaining months of trial.

Keywords: wastewater; ecotoxicology; sensitivity

Artigo Científico: Recebido em 30/07/2014 – Aprovado em 30/06/2015

¹ Universidade Estadual Paulista (UNESP), Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia (NEPAM). Via Prof. Paulo Donato Castellani, s/n – CEP: 14884-900 – Jaboticabal – SP – Brasil. e-mail: adilsonf.s@hotmail.com (autor correspondente); pacarraschi@yahoo.com.br; tinagirio@hotmail.com; neto@promobox.ag

² Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos, Laboratório de Ecotoxicologia e Eficácia dos Agrotóxicos (LEEA). Av. Professor Roberto Frade, 389 – CEP: 14783-226 – Barretos – SP – Brasil. e-mail: cruzcl@yahoo.com

INTRODUÇÃO

Os corpos hídricos são capazes de assimilar e neutralizar grandes quantidades de substâncias tóxicas, desde que não exceda a capacidade de depuração do ambiente (NAIK *et al.*, 2008). Com isso, efluentes industriais lançados de forma direta e/ou difusa, como, por exemplo, a vinhaça, provocam impactos ambientais negativos nos corpos hídricos, como a eutrofização, diminuição do oxigênio dissolvido, formação de populações de plantas mono específicas ou pouco diversificadas e mortalidade de peixes (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2004; PITELLI *et al.*, 2011).

A vinhaça é um efluente gerado a partir da fabricação do álcool, composta por 93,5% de água, 4,6% de matéria orgânica e 1,9% de substâncias minerais como o potássio (0,5%), o nitrogênio (0,05%) e o fósforo (0,01%), porém, a proporção dos compostos varia de acordo com a matéria prima e o equipamento utilizado (ROSSETTO, 1987; FERREIRA *et al.*, 2010).

Na vinhaça, 7 a 16 litros provêm de cada litro de álcool produzido, e a principal preocupação sobre o uso deste efluente baseia-se em sua composição química, na quantidade gerada, na disponibilidade de poucos estudos sobre seu tratamento e no fato de apresentar compostos químicos que potencializam o efeito tóxico, como o fósforo e o nitrato, que podem contaminar águas superficiais e subterrâneas e ocasionar danos aos organismos não-alvo, sendo os corpos hídricos o destino final da maioria dos xenobióticos (ROSSETTO, 1987; MEURER *et al.*, 2000; ABNT, 2004; CRUZ *et al.*, 2008).

Assim, a utilização de organismos com a finalidade de identificar, avaliar e monitorar os efeitos adversos da vinhaça apresenta vantagens (POLEZA *et al.*, 2008; ANDRÉA, 2010; SILVA *et al.*, 2010; CARRASCHI *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2012; MARINHO *et al.*, 2014). A escolha de bioindicadores para ensaios de toxicidade em condição de laboratório segue alguns critérios: o bioindicador deve ser representativo de um grupo taxonômico ecológico; de fácil disponibilidade para execução de ensaios; ter baixo custo de otimização e ser nativo, sempre que possível. Além destes critérios em que se baseia a escolha, é necessário dispor de informações adequadas sobre a espécie (WOLFF *et al.*, 2007; MARINHO *et al.*, 2014).

Dentre os organismos neotropicais que podem ser utilizados como bioindicadores, o peixe mato grosso (*Hyphessobrycon eques*) e a macrófita aquática lentilha d'água (*Lemna minor*) apresentam grande potencial para o biomonitoramento ambiental. O peixe *H. eques* é nativo e pertence à bacia do Tiête-Paraná e Paraná-Paraguai. Quanto à macrófita *L. minor*, esta possui alta taxa de crescimento, sendo avaliada de acordo com as alterações de seu número de frondes, assim como é padronizada para utilização em ensaios de ecotoxicidade, segundo a "Organization for Economic Co-operation and Development" (OECD, 2002).

Atualmente existem poucos estudos sobre efeitos ecotoxicológicos de efluentes em peixes (CHOI e MEIER, 2001; SAXENA e CHAUHAN, 2003; DIAS *et al.*, 2006; SOTERO-SANTOS *et al.*, 2007; MARINHO *et al.*, 2014) e na macrófita *L. minor* (CLEUVERS e RATTE, 2002; SASTRY *et al.*, 2005; MENDONÇA *et al.*, 2007; CARIS *et al.*, 2008; RADÍC *et al.*, 2011). Com isso, o conhecimento sobre a concentração letal 50% (toxicidade) do efluente vinhaça durante os meses de safra da cana-de-açúcar para organismos não-alvo é essencial para o seu monitoramento em corpos hídricos e também na elaboração de planos de manejo, caso esse efluente atinja águas superficiais ou subterrâneas, pois o setor sucroalcooleiro está em expansão no território brasileiro (CONAB, 2011).

Assim, os objetivos deste estudo foram avaliar as variáveis de qualidade da água e os sinais clínicos de intoxicação de *H. eques*, determinar taxas de mortalidade do peixe e da macrófita expostos ao efluente vinhaça e estimar a concentração letal 50% (CL50) da vinhaça para θ *H. eques* e *L. minor*.

MATERIAL E MÉTODOS

O efluente vinhaça foi coletado mensalmente, de maio a novembro de 2010, no "canal de vinhaça" próximo à cidade de Pradópolis - SP, localizado a uma latitude de 21°21'35"S e altitude de 538 metros; o referido canal direciona o efluente até o ponto de abastecimento dos caminhões, para posterior transporte até a área agrícola e fertirrigação, durante a safra da cana-de-açúcar. Não foi realizada análise físico-química da vinhaça.

Ensaio de toxicidade com o peixe H. eques

Os exemplares de *H. eques* utilizados no estudo foram provenientes de lotes homogêneos obtidos em criatório da região de Ribeirão Preto (SP) e mantidos em quarentena por 30 dias em caixas de 250 L ao ar livre e fluxo de água corrente (200 peixes por caixa). Durante o período, os animais foram alimentados com ração comercial uma vez ao dia, sendo as caixas limpas com sifão diariamente. Após a quarentena, os peixes (comprimento médio de $4,5 \pm 0,12$ cm e peso médio de $0,80 \pm 0,06$ g) foram aclimatados por sete dias na sala de bioensaio, em caixa de 250 L (100 peixes), com fluxo de água constante e sistema de aeração contínuo com bomba de ar, sendo alimentados com ração comercial uma vez ao dia e mantidos em temperatura média de 25 ± 2 °C e fotoperíodo de 12 horas.

Para avaliar a sensibilidade [CL50; 48 horas de $3,20$ g L⁻¹ com limite inferior (LI) de 2,82 e limite superior (LS) de $3,64$ g L⁻¹] dos peixes, foram realizados ensaios com a substância de referência cloreto de potássio (KCl p.a), de acordo com a carta controle do laboratório segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2011).

Ensaio definitivos com a vinhaça diluída em água de abastecimento local foram realizados nas seguintes proporções (tratamentos): 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5; 3,0 3,5; 4,0; 4,5; 5,0; 7,5 e 10,0% de vinhaça e um controle, em delineamento inteiramente casualizado (DIC), todos em triplicata, sendo três peixes por réplica. Os peixes foram mantidos na densidade máxima de 1 g L⁻¹ em aquários de vidro com capacidade máxima de 4 L, em todos os meses de ensaios (ABNT, 2011).

Os valores das variáveis de qualidade da água no início do experimento estavam de acordo com as normas da ABNT (2011): pH entre 6,5 e 7,5; oxigênio dissolvido acima de 5,0 mg L⁻¹; condutividade elétrica de 170,0 a 180,0 μS cm⁻¹; dureza de 10 a 60 mg CaCO₃L⁻¹ e alcalinidade de 200 a 210 mg CaCO₃L⁻¹, sendo avaliados com sonda multiparâmetro (YSI 556 da YellowSpring Co[®]). Essas variáveis foram monitoradas em zero, 24 e 48 horas após exposição dos animais ao efluente (HAE).

A mortalidade foi avaliada em 24 e 48 HAE, com a retirada dos indivíduos mortos dos aquários, sendo os sinais clínicos de intoxicação

[batimento opercular irregular, arfagem, natação errática, agitação, dispersão na coluna d'água, letargia, espasmos musculares (tremor), corrosão na superfície corporal (pele, nadadeira) e coloração da pele e dos olhos] observados visualmente no início (0 HAE) e após 04, 24 e 48 HAE (MURTY, 1988; ABNT, 2011).

Ensaio de toxicidade com a macrófita L. minor

A macrófita aquática *L. minor* foi cultivada no setor de cultivo do laboratório NEPEAM (Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia). Plantas com ótimo estado de sanidade foram selecionadas para o processo de aclimação, realizado em cristalizadores na sala de bioensaio, com temperatura média de 25 ± 2 °C e iluminação constante com lâmpadas fluorescentes modelo LF-20W/RS com 1000 lux por três dias (OECD, 2002).

A sensibilidade (CL50; 7 dias de $6,87$ g L⁻¹ com LI de 5,48 e LS de $7,01$ g L⁻¹) das plantas foi avaliada com cloreto de sódio (NaCl p.a), de acordo com a carta controle do laboratório segundo a OECD (2002).

Para os ensaios, as macrófitas foram previamente desinfetadas em solução de hipoclorito de sódio 2% e água destilada; em seguida foram selecionadas quatro colônias com três frondes cada uma, totalizando 12 frondes por repetição. Estas foram mantidas em recipiente com capacidade de 100 mL, contendo 50 mL de meio de cultivo Hoagland's sob plástico filme, por mais 24 horas, sendo, após este período, adicionados mais 50 mL de Hoagland's com o efluente vinhaça.

Os ensaios definitivos foram realizados em DIC, com as seguintes porcentagens (tratamentos): 1,0; 3,0; 5,0 e 7,0% de vinhaça (diluídas em água de abastecimento local), e o controle, em triplicata, com exposição de sete dias após aplicação (DAA). A mortalidade foi avaliada em 3, 5 e 7 DAA.

Análise estatística

Com os valores de porcentagem de mortalidade mensais dos bioindicadores *H. eques* e *L. minor* em 48 HAE e 7 DAA, respectivamente, foram realizados os cálculos da concentração letal 50% (CL50) pelo software "Trimmed Spermam Karber" (HAMILTON *et al.*, 1977). A partir dos valores de CL50, o efluente vinhaça foi classificado

de acordo com a sua toxicidade como: muito tóxico ($CL_{50} < 1\%$); tóxico ($1 < CL_{50} < 10\%$) e praticamente não tóxico ($10 < CL_{50} < 100\%$) (TONKES *et al.*, 1999).

RESULTADOS

A mortalidade mensal de *H. eques* está representada na Tabela 1. Ocorreu 92,7% de mortalidade com a exposição a 4,5% de vinhaça no primeiro mês (maio), porém, em junho, ocorreu 100% de mortalidade na maior porcentagem

testada (4,5%). Em julho, na maior porcentagem testada (2,5%), ocorreu 100% de mortalidade; após 30 dias (agosto), ocorreu aumento (100% de mortalidade em 2,0 e 2,5%) da toxicidade do efluente e em setembro ocorreu 100% de mortalidade em 1,5; 2,0; 2,5 e 3,0% (setembro). Em outubro, a toxicidade da vinhaça diminuiu, atingindo 100% de mortalidade em 4,0% de vinhaça, e no último mês de ensaio ocorreu 100% de mortalidade em 10% de vinhaça (Tabela 1).

Tabela 1. Valores médios (M; %) e desvio padrão (DP; \pm) da taxa de mortalidade (M; %) do peixe mato grosso (*Hyphessobrycon eques*) nas concentrações de vinhaça testadas (V; %) após 48 horas de ensaio, durante o período experimental.

Maio			Junho			Julho			Agosto			Setembro			Outubro			Novembro		
%																				
V	M	DP	V	M	DP	V	M	DP	V	M	DP	V	M	DP	V	M	DP	V	M	DP
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3,0	22,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5	11,07	0,06	0,5	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0
3,5	89,0	0,0	3,0	0,0	0,0	1,0	11,11	0,0	1,0	74,15	6,48	1,0	66,89	0,19	2,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0
4,0	89,0	0,0	3,5	0,0	0,0	1,5	22,15	0,13	1,5	96,33	6,35	1,5	100,0	0,0	2,5	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0
4,5	92,7	6,35	4,0	52,14	6,67	2,0	74,48	6,78	2,0	100,0	0,0	2,0	100,0	0,0	3,0	3,7	6,42	7,5	33,22	0,19
-	-	-	4,5	100,0	0,0	2,5	100,0	0,0	2,5	100,0	0,0	2,5	100,0	0,0	3,5	33,22	0,18	10,0	100,0	0,0
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,0	100,0	0,0	4,0	100,0	0,0	-	-	-

O pH e a temperatura não apresentaram alterações durante a realização dos ensaios de toxicidade, contudo, a condutividade elétrica aumentou no primeiro mês (maio) em 48 HAE, de 0,189 $\mu S\ cm^{-1}$ no controle para 0,890 $\mu S\ cm^{-1}$ na maior porcentagem testada (4,5%); em junho, foi de 0,185 para 0,571 $\mu S\ cm^{-1}$ em 4,5%; em julho, de 0,191 para 0,484 $\mu S\ cm^{-1}$ em 2,5%; em agosto, de 0,171 para 0,284 $\mu S\ cm^{-1}$ em 1,0%; em setembro, de 0,189 para 0,280 $\mu S\ cm^{-1}$ em 1,0%; em outubro, de 0,180 para 0,275 $\mu S\ cm^{-1}$ em 3,5%, e no último mês (novembro) foi de 0,189 para 0,680 $\mu S\ cm^{-1}$ na maior concentração testada, 7,5%.

O oxigênio dissolvido foi alterado em 48 HAE (maio) de 5,00 $mg\ L^{-1}$ no controle para 0,40 $mg\ L^{-1}$ na maior porcentagem testada (4,5%); em junho, foi de 7,20 para 0,50 $mg\ L^{-1}$ em 4,5%; em julho, de 6,00 para 3,89 $mg\ L^{-1}$ em 2,5%; em agosto, de 3,00 para 1,20 $mg\ L^{-1}$ em 1,0%; em setembro, de 5,00 para 4,30 $mg\ L^{-1}$ em 1,0%; em outubro, de 5,00 para 3,30 $mg\ L^{-1}$ em 3,5%, e em novembro, foi de 5,00 para 0,20 $mg\ L^{-1}$ em 7,5% de vinhaça.

Nas avaliações dos sinais clínicos de intoxicação dos peixes expostos à vinhaça, em todas as concentrações, os animais apresentaram agitação, aumento dos batimentos operculares, perda da capacidade de arfagem e busca por oxigênio na interface água/ar, em 04, 24 e 48 HAE.

A vinhaça foi mais tóxica (CL_{50} ; 48h) para o peixe *H. eques* nos meses de julho, agosto e setembro (Figura 1).

Para a macrófita *L. minor*, a mortalidade nos meses maio, julho e outubro foi de 100% em 7% de vinhaça; em junho, agosto e setembro verificou-se aumento da toxicidade, chegando a 100% de mortalidade em 5% de vinhaça e em novembro ocorreu redução no efeito tóxico, com 97% de mortalidade em 7% de vinhaça (Tabela 2).

Os meses em que o efluente vinhaça apresentou menor CL_{50} ; 7d para *L. minor* foram agosto, setembro e outubro, sendo os meses de maior toxicidade (Figura 2).

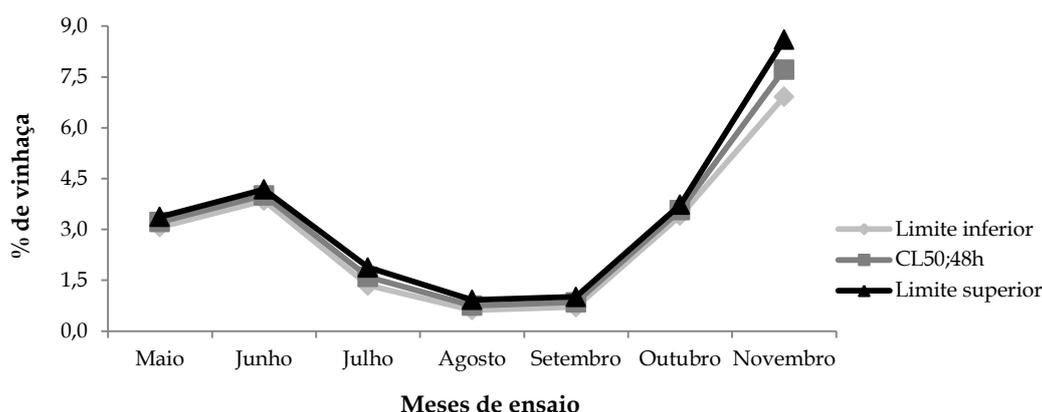


Figura 1. Valores de CL50; 48h da vinhaça para o peixe mato grosso (*Hyphessobrycon eques*) durante o período experimental.

Tabela 2. Valores médios (M; %) e desvio padrão (DP; \pm) da taxa de mortalidade (M; %) da macrófita *Lemna minor* nas concentrações de vinhaça testadas (V; %) nos meses de ensaios.

V	Maio		Junho		Julho		Agosto		Setembro		Outubro		Novembro	
	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1,0	0,7	1,27	2,51	2,67	2,2	2,0	1,96	3,40	11,2	5,05	0,0	0,0	10,3	0,47
3,0	42,2	1,22	78,3	1,76	45,9	4,08	87,0	5,34	72,2	2,74	32,9	2,52	9,3	0,31
5,0	88,5	1,81	98,9	1,79	86,1	6,23	99,6	0,64	99,7	0,25	95,4	0,89	69,7	0,87
7,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	99,9	0,12	99,2	1,39

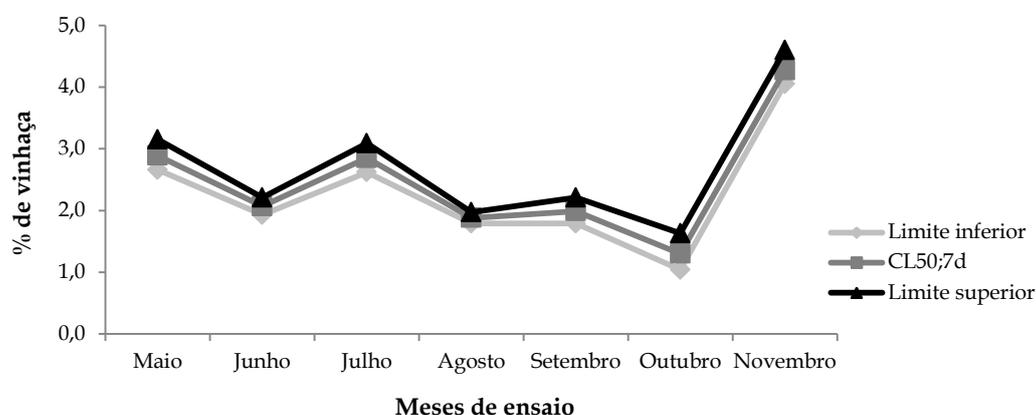


Figura 2. Valores de CL50; 7d da vinhaça para a macrófita *Lemna minor* durante o período experimental.

A vinhaça foi classificada como muito tóxica para o peixe *H. eques* nos meses agosto e setembro por apresentar CL50 inferior a 1% e tóxica para o mesmo bioindicador (*H. eques*) nos demais meses de ensaio (maio, junho, julho, outubro e novembro) e para a macrófita *L. minor* em todos os meses de teste, pelos valores de CL50 serem maiores que 1 e menores que 10% (TONKES *et al.*, 1999).

DISCUSSÃO

Neste estudo, os valores de CL50; 48h (0,75 a 7,72%) para *H. eques*, foram semelhantes aos obtidos para o peixe *Pimephales promelas* (3,79 e 100%) exposto ao efluente composto por metal prata (CHOI e MEIER, 2001), para *Brachdanio rerio* (2,2 e 5,7%) em efluentes de resíduos industriais não inertes (SISINNO, 2003) e para a espécie

Poecilia reticulata (1,6%) exposta a fluidos oriundos de processos industriais (DIAS *et al.*, 2006). A comparação entre diferentes tipos de efluentes industriais foi necessária devido à deficiência de estudos sobre efeitos toxicológicos de vinhaça em peixes.

O aumento dos batimentos operculares e a busca por oxigênio dissolvido na interface água/ar pelos peixes expostos ao efluente vinhaça podem ter sido motivados pelos baixos valores de oxigênio apresentados nos meses de maio, junho, julho, agosto, outubro e novembro, sendo que a concentração ideal de oxigênio dissolvido para peixes é superior a 4,0 mg L⁻¹, registrada apenas do mês de setembro (SODEBERG, 1995; CARNEIRO *et al.*, 1999).

A diminuição do oxigênio dissolvido com o aumento das porcentagens do efluente vinhaça avaliado neste estudo pode ter ocorrido, segundo FERREIRA *et al.* (2010), pelo elevado consumo, por micro-organismos, de matéria orgânica presente em grande quantidade no efluente e a consequente redução do teor de oxigênio dissolvido no meio (solução de vinhaça).

De acordo com MEURER *et al.* (2000), os efluentes possuem grande variedade de elementos químicos que podem ocasionar alta toxicidade em corpos hídricos, como os íons potássio e nitrato presentes na vinhaça, que levam à contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

Assim, o elevado teor do íon potássio na vinhaça, como descrito por ELIA NETO e ZOTELLI (2008), pode provocar alterações na homeostase de peixes e, conseqüentemente, no funcionamento normal do mecanismo de regulação do potencial osmótico das bombas de sódio e potássio. Outro problema causado pelo excesso de potássio, citado por PEREIRA e MERCANTE (2005), é a contribuição deste elemento para o processo de eutrofização, levando ao crescimento de populações monoespecíficas ou pouco diversificadas de macrófitas aquáticas e algas, que, com frequência, contribuem para a diminuição do oxigênio dissolvido e mortalidade de peixes.

Os sinais clínicos de intoxicação de *H. eques*, observados em todos os ensaios de toxicidade aguda neste trabalho, foram semelhantes aos apresentados pelos peixes *Lesbistes reticulatus*

(KUMAR *et al.*, 1995), *Channas punctatus* (catfish) (KUMAR e GOPAL, 2001) e *Labeo rohita* (SAXENA e CHAUHAN, 2003), também expostos ao efluente vinhaça. Segundo SAXENA e CHAUHAN, (2003), a vinhaça interfere no sistema respiratório, pois causa coagulação da mucosa das brânquias, que reduz o consumo de oxigênio dissolvido, ocasionando, assim, asfixia dos peixes.

O constituinte principal da vinhaça é a matéria orgânica, em sua maior parte sob a forma de ácidos orgânicos e, em menor quantidade, por íons (potássio, cálcio e magnésio), estando sua riqueza nutricional ligada à origem do mosto (mistura açucarada destinada à fermentação alcoólica) (ELIA NETO e ZOTELLI, 2008). Quando o mosto de melaço é utilizado no processo de fabricação do álcool, a vinhaça apresenta maior concentração de matéria orgânica e de íons, de acordo com ROSSETTO (1987), o que provavelmente contribuiu, neste estudo, para dificuldade de captação de oxigênio dissolvido pelo peixe, nas maiores concentrações testadas, e também, para o aumento da condutividade elétrica, porém, segundo ELIA NETO e ZOTELLI (2008), o teor destes elementos diminui quando se trata de mosto de caldo de cana.

Para a macrófita *L. minor*, os resultados de CL50; 7d em todos os meses de ensaio foram inferiores ao obtido por SASTRY *et al.* (2005) em efluentes poluídos (40,6%), por MENDONÇA *et al.* (2007) no efluente Cork-boiling (CBW) (26%) e por PAIXÃO *et al.* (2008) em efluentes de 27 indústrias de diversos segmentos (1,43 e 90%).

A alta sensibilidade da *L. minor* ao efluente vinhaça pode ter sido resultante da salinização do meio de cultivo Hoagland's pelo sódio presente na vinhaça, ocasionando deficiência na absorção de nutrientes como cálcio, magnésio e potássio pela planta; esse desbalanço nutricional pode ter afetado em grande parte os processos metabólicos da planta (RIGHETTO *et al.*, 1991; SILVA *et al.*, 2007). Para MADEJÓN *et al.* (2001), o íon potássio presente no efluente vinhaça pode ter contribuído para a redução da disponibilidade do magnésio e do cálcio ou vice-versa (efeito antagônico), que provavelmente ocasionou deficiência desses elementos na planta.

A classificação toxicológica da vinhaça como muito tóxica para o bioindicador *H. eques* nos meses de agosto e setembro é muito interessante,

pois este período foi o de maior produção de açúcar e etanol (safra de 2010) (CONAB, 2011). Porém, este efluente foi tóxico para o *H. eques* nos meses de maio, junho, julho, outubro e novembro e para a macrófita *L. minor* em todos os meses de ensaio (maio, junho, julho, agosto, setembro, outubro e novembro).

Assim, através deste estudo pode ser realizado plano de manejo, com a finalidade de destinar o efluente vinhaça de maneira adequada para que não atinja os corpos hídricos.

CONCLUSÃO

O peixe mato grosso (*H. eques*) e a macrófita aquática lentilha d'água (*L. minor*) apresentam grande aplicabilidade em estudos de biomonitoramento e avaliação ecotoxicológica do efluente vinhaça em ambientes aquáticos, devido à alta sensibilidade destes bioindicadores ao referido efluente.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2004 NBR 10004. *Resíduo sólido - Classificação*. 72p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2011 NBR 15088: *Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com peixes*. São Paulo. 19p.
- ANDRÉA, M.M. 2010 O uso de minhocas como bioindicadores de contaminação de solos. *Acta Zoológica Mexicana*, 2: 95-107.
- CARRASCHI, S.P.; LUNA, L.A.V.; NETO, A.N.; GÍRIO, A.C.F.; CRUZ, C.; PITELLI, R.A. 2012 Toxicidade aguda e risco ambiental de surfactantes agrícolas para o guaru *Phalloceros caudimaculatus* (Pices: Poecilidae). *Journal of the Brazilian Society Ecotoxicology*, 7(1): 28-32.
- CARIS, E.M.; ANDRADE, P.A.S.; PHILIPPI, S.L. 2008 Determinação do potencial de biorremediação de nutrientes e bioindicação de águas residuárias da suinocultura por macrófitas flutuantes (*Lemna minuta*) - Efeito de altas taxas de nitrogênio amoniacal. *Evidência*, 8(1-2): 85-102.
- CARNEIRO, P.C.F.; CYRINO, J.E.P.; CASTAGNOLLI, N. 1999 Produção de tilápia vermelha da flórida em tanques-rede. *Scientia Agricola*, 56: 673-679.
- CHOI, K. e MEIER, P.G. 2001 Toxicity evaluation of metal plating wastewater employing the microtox assay: A comparison with cladocerans and fish. *Environmental Toxicology*, 16(2): 136-141.
- CLEUVERS, M. e RATTE, H.T. 200. Phytotoxicity of coloured substances: is *Lemna* Duckweed an alternative to the algal growth inhibition test. *Chemosphere*, 49(1): 9-15.
- CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. 2011 Acompanhamento da safra Brasileira. Cana-de-açúcar, Safra 2011/2012, 1º Levantamento. p.5-18.
- CRUZ, C.; CUBO, P.; GOMES, G.R.; VENTURINI, F.P.; GUILHERME, P.E; PITELLI, R.A. 2008 Sensibilidade de peixes neotropicais ao dicromato de potássio. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 3(1): 53-55.
- DIAS, A.M.P.; BRENTANO, D.M.; PINTO, C.R.S.C.; MATIAS, W.G. 2006 Avaliação da toxicidade aguda de fluídos de corte utilizados em processos de usinagem usando como organismos-teste *Poecilia reticulata* e *Daphnia magna*. *Biotemas*, 19(3): 7-13.
- ELIA NETO, A. e ZOTELLI, L.C. 2008 *Caracterização das águas residuárias para reuso agrícola*. Piracicaba, SP: Centro de Tecnologia Canavieira (CTC). 31p.
- FERREIRA, L.F.; AGUIAR, M.; POMPEU, G.; MESSIAS, T.G.; MONTEIRO, R.M. 2010 Selection of vinasse degrading microorganisms. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 26(9): 1613-1621.
- HAMILTON, M.A.; RUSSO, R.C.; THURSTON, V. 1977 Trimmed Spearman-Kärber method for estimating medial lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science Technology*, 11(7): 714-719.
- KUMAR, S. e GOPAL, K. 2001 Impact of distillery effluent on physiological consequences in the freshwater. Teleost *Channa punctatus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66(5): 617-622.
- KUMAR, S.; SAHAY, S.S.; SINHA, M.K. 1995 Biomassay of distillery effluent on Common Guppy, *Lebistes reticulatus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(2): 309-316.

- MADEJÓN, E.; LOPEZ, R.; MURILLO, J.M.; CABRERA, F. 2001 Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts: effect on crops and chemical properties of a Cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Ecosystems and Environment*, 84(1): 55-65.
- MARINHO, J.F.U.; CORREIA, J.E.; MARCATO, A.C.C.; PEDRO-ESCHER, J.; FONTANETTI, C.S. 2014 Sugar cane vinasse in water bodies: Impact assessed liver histopathology in tilapia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 110: 239-245.
- MENDONÇA, E.; PICADO, A.; SILVA, L.; ANSELMO, A.M. 2007 Ecotoxicological evaluation of cork-boiling wastewaters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66(3): 384-390.
- MEURER, E.J.; BISSANI, C.A.; SELBACH, P.A. 2000 *Poluentes do Solo e do Ambiente*. Fundamentos de química do solo. Ed. Genesis. 174p.
- MURTY, A.S. 1988 *Toxicology of pesticide to fish*. Boca Raton, Editora: CRC Press. 1: 129p.
- NAIK, N.M.; JAGADEESH, K.S.; ALAGAWADI, A.R. 2008 Microbial decolorization of spentwash: a review. *Indian Journal Microbiology*, 48(1): 41-48.
- OECD - ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. 2002 *Guidelines for the Testing of Chemicals, Lemna sp.* Growth inhibition test. 22p.
- OLIVEIRA-FILHO, E.C.; LOPES, R.M.; PAUMGARTTEN, F.J.R. 2004 Comparative study on the susceptibility of freshwater species to copper-based pesticides. *Chemosphere*, 56(4): 369-374.
- PAIXÃO, S.M.; SILVA, L.; FERNANDES, A.; O'ROURKE, K.; MENDONÇA, E.; PICADO, A. 2008 Performance of a miniaturized algal bioassay in phytotoxicity screening. *Ecotoxicology*, 17(3): 165-171.
- PEREIRA, L.P.F. e MERCANTE, C.T.J. 2005 A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma revisão. *Boletim do Instituto de Pesca*, 31(1): 81-88.
- PITELLI, R.A.; BISIGATTO, A.T.; KAEAGUCHI, I.; PITELLI, R.L.C.M. 2011 Doses e horários de aplicação do diquat no controle de *Eichhornia crassipes*. *Planta Daninha*, 29(2): 269-277.
- POLEZA, F.; SOUZA, F.C.; STRAMOSK, C.A.; RORIG, L.R.; RESGALLA JR, C. 2008 Avaliação da toxicidade aguda para organismo-teste *Vibrio fischeri* dos principais herbicidas e inseticidas aplicados na lavoura de arroz irrigado dos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. *Pesticidas: Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 18: 107-114.
- RADÍĆ, S.; STIPANICEV, D.; CVJETKO, P.; RAJCIC, M.M.; SIRAC, S.; PEVALEK-KOZLINA, B.; PAVLICA, M. 2011. Duckweed *Lemna minor* as a tool for testing toxicity and genotoxicity of surface waters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(2): 182-187.
- RIGHETTO, A.M.; CRUZ, R.L.; NOGUEIRA, M.A. 1991 Experimental investigation of soil and groundwater impacts caused by vinasse disposal. *Water Science Technology*, 24(11): 77-85.
- ROSSETTO, A.J. 1987 Utilização agrônômica dos subprodutos e resíduos da indústria açucareira e alcooleira. In: PARANHOS, S.B. (ed.) *Cana-de-açúcar: cultivo e utilização*. Campinas: Fundação Cargill. 2: 435-504.
- SASTRY, K.V.; KUMAR, K.; CHADHA, N.K. 2005 Bioremediation of heavy metal pollution by *Lemna minor* and *Azolla pinnata*. *Environment and Ecology*, 23(3): 587-592.
- SAXENA, K.K. e CHAUHAN, R.R.S. 2003 Oxygen consumption in fish, *Labeo rohita*, caused by distillery effluent. *Ecology Environmental and Conservation*, 9: 357-360.
- SILVA, A.F.; CRUZ, C.; NETO, A.N. PITELLI, R.A. 2012 Ecotoxicidade de herbicidas para a macrófita aquática (*Azolla caroliniana*). *Planta Daninha*, 30(3): 541-546.
- SILVA, B.M.; RAVANELI, M.A.C.; PASCHOALATO, C.F.P.R. 2010 Toxicidade aguda dos herbicidas diuron e hexazinona à *Danio rerio*. *Pesticidas: Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 20: 17-28.
- SILVA, M.A.; GRIEBELER, N.P.; BORGES, C. 2007 Uso de Vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11(1): 108-114.
- SISINNO, C.L.S. 2003 Disposição em aterros controlados de resíduos sólidos industriais não-inertes: avaliação dos componentes tóxicos e implicações para os componentes tóxicos e implantações para o ambiente e para a saúde humana. *Saúde Pública*, 19(2): 369-374.

- SODEBERG, R.W. 1995 *Flowing water fish culture*. Boca Raton: Lewis Publishers.147p.
- SOTERO-SANTOS, R.B.; ROCHA, O.; POVINELLI, J. 2007 Toxicity of ferric chloride sludge to aquatic organisms. *Chemosphere*, 68(4): 628-636.
- TONKES, M.; DE GRAAF, P.J.F.; GRAANSMA, J. 1999 Assessment of complex industrial effluents in the Netherlands using a whole effluent toxicity (or WET) approach. *Water Science and Technology*, 39(10): 55-61.
- WOLFF, L.L.; HRECIUK, E.R.; VIANA, D.; ZALESKI, T.; DONATTI, L. 2007 Population structure of *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) collected in a brook in Guarapuava, PR. *Brazilian Archives of Biologic and Technology*, 50(3): 417-423.