

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS
UNIFAL-MG

LUIZ CARLOS DE ALMEIDA RODRIGUES

**TOXICIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTO DO CÓRREGO DO PÂNTANO, ALFENAS-
MG: UM ESTUDO TEMPORAL E ESPACIAL**

Alfenas - MG

2012

LUIZ CARLOS DE ALMEIDA RODRIGUES

TOXICIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTO DO CÓRREGO DO PÂNTANO, ALFENAS-MG: UM ESTUDO TEMPORAL E ESPACIAL.

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Barbosa

Co-orientadores: Prof. Dr. Luiz Alberto Beijo

Prof. Dr. Fábio Kummrow

Colaboradores: Prof. Dr. Fabiano Magalhães

Prof. Dr. Breno Régis Santos

Murilo Pazin Silva

Alfenas - MG

2012

LUIZ CARLOS DE ALMEIDA RODRIGUES

TOXICIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTO DO CÓRREGO DO PÂNTANO, ALFENAS-MG: UM ESTUDO TEMPORAL E ESPACIAL.

A Banca examinadora abaixo-assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais. Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

Prof. Dr. Sandro Barbosa

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Profa. Dra. Lisette Chamma Davide

Instituição: Universidade Federal de Lavras

Prof. Dr. Leonardo Henrique Soares Damasceno

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

(Campus Poços de Caldas)

Dedico aos meus pais, à Laiane e aos meus amigos.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por indicarem o caminho e por serem os exemplos de luta que eu quero seguir sempre.

À minha família e à minha companheira Laiane, por serem a estrutura que me faz vencer cada desafio.

À Universidade Federal de Alfenas pela oportunidade oferecida.

Ao Prof. Sandro Barbosa, meu orientador, pela dedicação, paciência e confiança depositada.

Aos Professores Luiz Beijo, Fábio, Breno e Fabiano pela co-orientação e colaborações valiosas.

Aos amigos Murilo, Bianca, Ari, Pórtya e Vytória, pelo tempo dedicado em ajudar e pelas suas companhias insubstituíveis.

Aos demais amigos do laboratório, da primeira turma do PPG-ETA e a aqueles que de alguma forma contribuíram para essa conquista.

A vocês, minha eterna gratidão.

Crê em ti mesmo, age e verá os resultados. Quando te esforças, a vida também se esforça para te ajudar.

(Francisco Cândido Xavier)

RESUMO

O esgoto doméstico e industrial advindos de áreas urbanizadas são frequentemente dispostos nos corpos de água que as circundam, contaminando-os e inibindo a capacidade dos ecossistemas aquáticos de manter seus processos autodepurativos. Estes contaminantes tendem a ser transportados por longas distâncias ou a sedimentar, gerando uma nova fonte de contaminação. O presente trabalho teve como objetivo avaliar e monitorar a fitotoxicidade e a genotoxicidade da água e do sedimento do Córrego do Pântano, em Alfenas-MG, que está exposto a descargas de esgoto doméstico e industrial. As amostras de água e de sedimento foram mensalmente coletadas em cinco pontos do Córrego do Pântano, no período de Outubro de 2010 a Julho de 2011. Os níveis de cádmio, chumbo e zinco das amostras foram determinados. As sementes de *Lactuca sativa* foram expostas as amostras de água e aos extratos aquosos dos sedimentos e os parâmetros avaliados foram a taxa de germinação, o comprimento de raiz, a massa fresca, a massa seca, o índice mitótico e a frequência de anormalidades cromossômicas. Foram observados altos níveis de cádmio e chumbo nas amostras de água coletadas nos meses chuvosos. As amostras de água e os extratos aquosos dos sedimentos apresentaram efeito fitotóxico sobre a germinação e a biomassa de *Lactuca sativa*. O comprimento de raiz não foi negativamente afetado e foi estimulado pelas amostras estudadas. Apenas as amostras de água reduziram o índice mitótico e não foi observado nenhum efeito sobre a frequência de anormalidades cromossômicas. Para o teste de fitotoxicidade foi observada variação temporal significativa relacionada com o regime de chuvas, enquanto para o ensaio citogenético não foi observado padrão definido.

ABSTRACT

The domestic and industrial sewage coming from urbanized areas are often disposed in water bodies that surrounding them, contaminating them and inhibiting ability of ecosystems to maintain their natural processes. These contaminants tend to be transported over long distances or sediment, generating a new source of contamination. This study aimed to evaluate and monitor the phytotoxicity and genotoxicity of water and sediment of the Córrego do Pântano, which is exposed to discharges of domestic and industrial sewage. Water and sediment samples were collected monthly at five sites in the Córrego do Pântano, in the period October 2010 to July 2011. The levels of cadmium, lead and zinc of the samples were determined. *Lactuca sativa* seeds were exposed to water samples and aqueous extracts of the sediments and the parameters evaluated were the germination rate, root length, fresh and dry weight, mitotic index and frequency of chromosomal abnormalities. We observed high levels of cadmium and lead in water samples collected during the rainy months. The water samples and aqueous extracts of the sediments showed phytotoxic effect on germination and biomass of *L. sativa*. The root length was not affected and was stimulated for the samples. Only the water samples reduced the mitotic index and no effects on the frequency of chromosomal abnormalities were observed. For the phytotoxicity test was observed significant temporal variation related to rainfall, while for the cytogenetic assay was not observed pattern.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	DESENVOLVIMENTO	10
2.1	CORPOS DE ÁGUA COMO RECEPTORES DE ESGOTAMENTOS.....	10
2.2	A POLUIÇÃO DA ÁGUA E DO SEDIMENTO POR ESGOTOS E EFLUENTES INDUSTRIAIS	11
2.3	ECOTOXICOLOGIA DE AMOSTRAS AMBIENTAIS.....	13
3	JUSTIFICATIVA	16
4	OBJETIVOS	18
4.5.1	Objetivos gerais	18
4.5.2	Objetivos específicos.....	18
5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	19
	SEGUNDA PARTE	23
	ARTIGO: CARACTERIZAÇÃO TÊMPORO-ESPACIAL DA FITOTOXICIDADE E CITOGENOTOXICIDADE DAS ÁGUAS E SEDIMENTOS DE UM CÓRREGO URBANO	23
1	INTRODUÇÃO	24
2	MATERIAL E MÉTODOS	26
2.1	PONTOS DE COLETA E PROCEDIMENTOS DE AMOSTRAGEM.....	26
2.2	PREPARO DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO	27
2.3	ANÁLISES QUÍMICAS	28
2.4	TESTES DE FITOTOXICIDADE	28
2.5	TESTES DE CITOGENOTOXICIDADE.....	29
2.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	29
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
3.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DAS AMOSTRAS	30
3.2	AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE	33
3.3	AVALIAÇÃO DA CITOGENOTOXICIDADE.....	40
4	CONCLUSÕES	42
5	AGRADECIMENTOS	42
6	LITERATURA CITADA	42

1 INTRODUÇÃO

Os estudos relativos aos problemas ambientais urbanos permaneceram desestimulados até a década de 90 devido ao descuido com esse tipo de ambiente. Uma possível explicação para esta carência pode residir no fato de que os ecossistemas urbanos são vistos por muitos pesquisadores como ambientes artificiais irremediavelmente deteriorados (BOLLMANN; MARQUES, 2006). Com a evolução dos centros urbanos e o contínuo crescimento populacional algumas formas de poluição emergiram, como a falta de saneamento básico e de coleta de esgoto, poluindo mananciais e águas fluviais (MCMICHAEL, 2000). O crescimento urbano é também a causa de uma série de mudanças nos ecossistemas aquáticos que incluem a supressão de zonas ciliares, a impermeabilização do solo e aumento dos níveis de emissão de poluentes (RÖRIG et al., 2007).

Os esgotos e efluentes industriais advindos de áreas urbanizadas, tratados ou não, são frequentemente dispostos nos corpos de água que as circundam e os poluentes que os compõem interferem na qualidade da água utilizada para o abastecimento público, agricultura, produção de energia e recreação, dentre outros. Por exemplo, os rejeitos de origem orgânica causam impactos importantes em ambientes aquáticos e seu descarte é realizado com maior frequência em corpos de água de pequeno porte como córregos e riachos, onde a capacidade desses ambientes de suportar as perturbações é bastante limitada (SCARASSATI et al., 2003).

Os contaminantes presentes nos ecossistemas aquáticos têm sido apontados como a causa de anormalidades e alterações nas estruturas populacionais dos organismos que habitam estes ambientes, caracterizando eventos de poluição. Estas alterações inibem a capacidade desses ecossistemas em manter os seus processos autodepurativos, ocasionando graves problemas ambientais e de saúde para a população humana (ROCHA; MARTIN, 2005).

O Córrego do Pântano está localizado na região noroeste da cidade de Alfenas-MG e recebe despejos de efluentes domésticos de bairros residenciais e do distrito industrial, que abriga empresas do setor têxtil e siderúrgico. Sua foz se encontra em um braço da Represa de Furnas, cuja água é utilizada para fins de recreação, pesca, irrigação e dessedentação de animais. Alvim et al. (2011) caracterizaram os efeitos citogenotóxicos de efluentes têxteis que são lançados no Córrego do Pântano, antes e após o processo de tratamento, contudo os possíveis impactos ambientais causados pelo despejo de efluentes domésticos e industriais neste córrego não foram estudados.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 CORPOS DE ÁGUA COMO RECEPTORES DE ESGOTAMENTOS

As áreas urbanas normalmente localizam-se em regiões próximas às margens de rios e a relação entre as cidades e os corpos hídricos que drenam suas águas dificilmente é harmônica por completo. Apesar das cidades serem dependentes e usufruírem dos seus recursos hídricos, lançam neles grandes cargas poluidoras, prejudicando e/ou inviabilizando o uso da água a jusante, sobretudo para o abastecimento público. Segundo von Sperling (1996), de um modo geral o ecossistema aquático não perturbado encontra-se teoricamente em equilíbrio. Após um evento de poluição o equilíbrio entre as comunidades é afetado e resulta em uma desorganização inicial, tendendo a se reorganizar posteriormente. Dessa forma, a autodepuração se assemelha ou equivale a um fenômeno de sucessão ecológica, em que o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático ocorre naturalmente em uma sequência sistemática de substituições de comunidades, até que a comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais.

Von Sperling (1996) afirma ainda que os rios têm a capacidade de assimilar poluentes através de diversos mecanismos naturais como difusão, advecção, oxidação biológica da matéria orgânica, entre outros. Porém, como todos os processos naturais, existe um limite a partir do qual o ecossistema aquático ficará saturado e não conseguirá mais assimilar. Segundo o autor, mesmo as mais avançadas Estações de Tratamento de Efluentes (ETE's) pressupõem uma carga residuária a ser destinada aos rios e, portanto, a determinação da capacidade de assimilação pelos corpos hídricos e da melhor localização para o lançamento de efluentes é de extrema importância.

O lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados nas águas de rios, lagos e áreas costeiras constitui-se num dos maiores agravantes à depreciação da qualidade das águas, sendo o tratamento do esgoto uma das ações mitigadoras prioritárias para a solução do problema. A eliminação de produtos tóxicos é um assunto que tem estimulado a busca de novas ferramentas para o monitoramento, a redução ou a eliminação da toxicidade de efluentes, levando em consideração as regulamentações e legislações voltadas à proteção ambiental (CARON, 2006). Portanto, a deposição de efluentes no ambiente deve cumprir o estabelecido pela legislação ambiental vigente, passando por tratamentos adequados e programas de

monitoramento ecotoxicológico antes do seu lançamento em corpos de água (IMMICH et al., 2009).

2.2 A POLUIÇÃO DA ÁGUA E DO SEDIMENTO POR ESGOTOS E EFLUENTES INDUSTRIAIS

A ideia de que o aporte de esgotos e de efluentes industriais afeta as características naturais dos ambientes aquáticos está bem consolidada (GUERRA et al., 2008; BOLLMANN; MARQUES, 2006; ROCHA; MARTIN, 2005). No entanto, parte da poluição gerada em áreas urbanizadas tem origem também no escoamento superficial das águas de chuva sobre áreas impermeáveis em redes de drenagem, que carrega materiais orgânicos e inorgânicos em suspensão ou solúveis aos mananciais e aumenta significativamente sua carga de poluentes. A origem destes poluentes é diversificada e podem se dar pela abrasão e desgaste das vias públicas pelo tráfego veicular, no lixo acumulado nas ruas e calçadas, nos resíduos orgânicos de pássaros e animais domésticos, nas atividades de construção e agricultura, nos resíduos de combustível, óleos e graxas automotivos e poluentes atmosféricos (BOLLMANN; MARQUES, 2006).

Dessa forma, a magnitude do impacto causado pela urbanização sobre as comunidades aquáticas depende de fatores como o estado do corpo de água antes do lançamento, sua capacidade assimilativa, da quantidade e distribuição das chuvas, do uso do solo da bacia, do tipo e quantidade de poluentes arrastados (BOLLMANN; MARQUES, 2006). Guerra et al. (2008) destacam os sedimentos oriundos do escoamento superficial como causadores do assoreamento, que interfere na penetração de luz natural, modifica a condutividade elétrica da água e as características dos substratos das comunidades bentônicas.

Fontes pontuais de poluição podem conter cargas elevadas de matéria orgânica e nutrientes, bem como uma série de poluentes como surfactantes, hidrocarbonetos halogenados, agroquímicos e metais pesados (RÖRIG et al., 2007). A sobrecarga de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo originado das atividades antrópicas, como por exemplo o uso de fertilizantes na agricultura, pode resultar em eventos de eutrofização e seus consequentes efeitos sobre a biota aquática (CONLEY et al., 2009). O mesmo acontece quando a presença de matéria orgânica advinda do esgoto doméstico e de indústrias (abatedouros, por exemplo) é excessiva. A decomposição de matéria orgânica consome grandes quantidades de oxigênio dissolvido e a combinação desses fenômenos pode prejudicar gravemente o ecossistema aquático (SCARASSATI et al., 2003).

A *United States Environment Protection Agency* (USEPA) afirma que o esgoto urbano pode conter altas concentrações de metais como chumbo, zinco, cobre, crômio, arsênio, cádmio, níquel, antimônio e selênio, além de poluentes orgânicos como os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e os compostos organoclorados (RÖRIG et al., 2007; GRANIER et al., 1990; KREIN; SCHORER, 2000). Em altas concentrações, os metais pesados são tóxicos para as plantas e para a microbiota responsável pela decomposição da matéria orgânica, reduzindo a capacidade autodepurativa dos corpos hídricos (BELTRAME et al., 2008; CÚRGUZ et al., 2012).

Os efluentes de indústrias têxteis também são corriqueiramente associados à presença de metais pesados nos corpos de água. Nesse caso, os metais podem ser provenientes das moléculas de corantes ou de outros materiais utilizados no processo de tingimento, como o mercúrio presente nos vários reagentes químicos ou o crômio proveniente do dicromato de potássio utilizado na oxidação de corantes ao enxofre (BELTRAME et al., 2008). A eficiência do tratamento de efluentes têxteis, por exemplo, é ameaçada pelo seu elevado consumo de água. O maior responsável pelos impactos ambientais associados ao setor é, além da alta demanda pelo recurso natural, a geração de grandes quantidades de efluentes líquidos (IMMICH et al., 2009). A água é o principal meio para a remoção de impurezas dos tecidos, sendo que grande parte do seu consumo é descartada como efluente (EIPPC, 2003). Em termos de impurezas presentes, as águas residuárias de uma indústria têxtil se caracterizam pela grande carga orgânica, pH elevado e presença de substâncias orgânicas sintéticas como detergentes e corantes (BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

Quando aderidos à interface sólida estes contaminantes tendem a ser transportados por longas distâncias, poluindo demais trechos do corpo aquático em que estejam inseridos. Esses sólidos contaminados podem sedimentar durante o percurso, podendo ser os responsáveis pela contaminação local das águas (REYES et al., 2006). Por isso, existe uma grande preocupação com o potencial poluidor dos sedimentos de corpos de água poluídos, principalmente quando está envolvida a atividade de dragagem (CHEN et al., 2002).

Os sedimentos são formados naturalmente pela precipitação de partículas formadas na coluna d'água sobrejacente. Essas partículas suspensas adsorvem nutrientes e contaminantes e no processo de sedimentação os transferem da coluna d'água para o sedimento. Dessa forma, essas substâncias se acumulam no sedimento, mas podem se tornar biodisponíveis de acordo com as variações das condições ambientais (temperatura, pH, conteúdo de matéria orgânica, entre outros), tornando-se importantes fontes de poluição nesses compartimentos ambientais (CZERNIAWSKA-KUSZA; KUSZA, 2011). De acordo com estes autores, o deslocamento de

sedimentos por atividades antrópicas, pelo aumento da vazão e da turbulência oferece risco em potencial para a qualidade ambiental em ecossistemas aquáticos, pois pode causar a mobilização e/ou a ressuspensão de contaminantes e nutrientes. A disponibilização dessas substâncias pode apresentar efeitos adversos sobre a biota aquática, que podem aparecer na forma de fitotoxicidade e/ou gerar o desencadeamento de processos de eutrofização.

A deposição final de esgotos sem tratamento deve ser avaliada criteriosamente. Sua acumulação no ambiente pode propiciar toxicidade às plantas afetando a viabilidade de sementes, o desenvolvimento e metabolismo, além de constituir risco à saúde humana, na medida em que os contaminantes podem ser introduzidos na cadeia trófica (PAGANINI et al., 2004).

2.3 ECOTOXICOLOGIA DE AMOSTRAS AMBIENTAIS

Os testes de toxicidade comumente empregados para avaliar a interface ambiental de agroquímicos, sedimentos, efluentes industriais e domésticos, entre outros, são reconhecidos como uma importante ferramenta na avaliação da toxicidade de uma amostra e representam uma alternativa para complementar as análises químicas. Estas últimas descrevem apenas a tipologia dos contaminantes existentes no ambiente, mas não fornecem uma estimativa relevante da sua toxicidade (MATTA et al., 2008).

A principal vantagem dos bioensaios é o seu caráter integrador dos efeitos de todos os contaminantes, incluindo efeitos de adição, sinergismo e antagonismo, fornecendo importantes informações da fração biodisponível dos toxicantes, geralmente não considerados ou detectados pelas tradicionais análises químicas (PANDARD et al., 2006). Este é um fator de extrema importância, pois desde a gênese até a deposição em um corpo hídrico, os contaminantes podem se associar a certas partículas tornando-se biodisponíveis para o ecossistema, sofrerem biotransformação originando substâncias mais ou menos tóxicas ou migrar do sedimento para outros compartimentos ambientais via rede trófica. Portanto, níveis elevados de contaminantes persistentes no sedimento podem acarretar efeitos para a biota aquática dependendo de uma série de fatores que alteram a sua biodisponibilidade e sua toxicidade (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

A utilização de ensaios biológicos para avaliação da bioatividade de extratos, frações, misturas e compostos químicos isolados tem sido frequentemente incorporada à identificação e monitoramento de substâncias potencialmente tóxicas (NOLDIN et al., 2003; BAGATINI et al., 2007; PANDARD et al., 2006; PALACIO et al., 2005). O desenvolvimento dos testes de

toxicidade *in vitro* e seu reconhecimento por órgãos internacionais (como por exemplo, *Food and Drug Administration*, em 1993, e *Organization for Economic Cooperation and Development*, em 1987) tem favorecido a substituição dos ensaios que utilizam animais em laboratórios (HUGGET et al., 1996).

Testes de toxicidade utilizando plantas como modelo são mais simples que estudos com animais e demonstraram eficiência no monitoramento da toxicidade de poluentes da água e do solo, incluindo efluentes têxteis e agroquímicos (ŽALTAUSKAITĖ; ČYPAITĖ, 2008). Segundo os autores, as vantagens dos biotestes com plantas residem na grande variedade de parâmetros de avaliação como germinação de sementes, o ganho de biomassa, o alongamento de raiz e crescimento do vegetal, parâmetros bioquímicos, além de apresentar baixo custo e disponibilidade para realizar testes durante todo o ano.

Na revisão apresentada por Kapanen e Itävaara (2001), a germinação de sementes e o crescimento de plantas são os parâmetros mais utilizados para avaliar a fitotoxicidade de um composto. *Lactuca sativa* L. (Alface) e *Allium cepa* L. (Cebola) são modelos comumente utilizados para avaliar a toxicidade de águas de esgotos e efluentes industriais, medindo-se o percentual de germinação e alongamento radicular (FARRÉ; BARCELÓ, 2003; EOM et al., 2007). O crescimento radicular tem se destacado entre os parâmetros com uma grande sensibilidade a um agente fitotóxico e é afetado por condições ambientais como o pH, temperatura, salinidade e presença de metais (CAMARGO et al., 2004; FUENTES et al., 2004).

Pandard et al. (2006) avaliaram uma bateria de biotestes para a caracterização ecotoxicológica de resíduos e concluíram que *L. sativa*, dentre outros, é um modelo eficiente e de baixo custo. Fjällborg e Gustafsson (2006) também obtiveram maior sucesso para o crescimento radicular de *L. sativa* quando comparado ao *Triticum aestivum* L. (Trigo) e a *Daphnia magna* S. (Pulga d'água). Contudo, é necessário compreender que embora as plantas forneçam evidências dos efeitos toxicantes de águas, efluentes e sedimentos contaminados, sua resposta também pode ser afetada por condições como a disponibilização de nutrientes (CZERNIAWSKA-KUSZA; KUSZA, 2011).

Muitas espécies de plantas têm uma ampla gama de aplicações como indicadores de efeitos citogenéticos e mutagênicos de agentes ambientais (JUCHIMIUK; MALUSZYNSKA, 2005) e a atividade genotóxica desses agentes tem sido estudada em diferentes modelos vegetais como *A. cepa*, *Vicia faba* L. (Fava) e *L. sativa* (LEME; MARIN-MORALES, 2009; SANG; LI, 2004). Vários autores utilizaram *L. sativa* como modelo vegetal para analisar a toxicidade e genotoxicidade de amostras ambientais, cuja eficiência permite que a espécie seja recomendada pela USEPA para esta finalidade (KAPANEN; ITÄVAARA, 2001; ŽALTAUSKAITĖ;

ČYPAITÉ, 2008; EOM et al., 2007; FJÄLLBORG; GUSTAFSSON, 2006; FARRÉ; BARCELÓ, 2003). Para Obe et al. (2002) a utilização de organismos experimentais e bioensaios para a detecção de danos no material genético têm permitido a quantificação e reconhecimento de uma gama de substâncias com atividade genotóxica.

O estudo das alterações do material genético devido à exposição a poluentes ambientais é conhecido como Genética Ecotoxicológica ou Ecogenotoxicologia (GRISOLIA, 2005). O crescimento desta área contribui para a melhoria dos testes ecotoxicológicos e torna-se um recurso importante para o monitoramento e recuperação de áreas naturais e perturbadas (BERTI et al., 2009). A exposição de organismos a agentes ambientais pode induzir lesões tanto em nível celular quanto molecular, que afetam processos vitais como a transcrição gênica, a replicação do DNA, a cariocinese e a divisão celular. Pelo fato de causarem lesões no material genético ou afetarem o ciclo celular, esses agentes são normalmente conhecidos como genotóxicos (COSTA; MENK, 2000; CALVIELLO et al., 2006; PERON et al., 2009).

As interferências sobre o processo normal de divisão celular têm sido utilizadas como um importante parâmetro na avaliação da citotoxicidade de vários agentes. Uma diminuição na divisão celular pode decorrer da interferência de agentes químicos no crescimento e desenvolvimento dos organismos expostos, enquanto um aumento reflete uma proliferação celular desordenada e a possível formação de tecidos tumorais (LEME; MARIN-MORALES, 2009). Os poluentes ambientais podem, ainda, ocasionar um aumento da frequência de anormalidades cromossômicas, que em condições normais ocorrem apenas em uma taxa basal específica. O efeito clastogênico (quebra de cromossomos) e aneugênico (segregação cromossômica anormal) de águas atmosféricas e do solo foram demonstradas por Sudhakar et al. (2001) e Patra e Sharma (2002), utilizando o ensaio do micronúcleo em células meristemáticas de raízes de *A. cepa* e *V. faba*. C-metáfases, quebras cromossômicas, pontes, cromossomos retardatários, células binucleadas e células micronucleadas são as alterações cromossômicas mais frequentemente observadas (MATSUMOTO et al., 2006).

Fiskesjö (1988) avaliou os efeitos citotóxicos causados por diferentes íons metálicos (Hg, Cu, Ni, Cd, Be, Al, Mn, Li) e observou um aumento na frequência de C-metáfases e cromossomos aderentes (*Stickiness*), sendo que o primeiro pode indicar riscos de aneuploidia. Segundo o autor, alguns metais causavam efeitos específicos como, por exemplo, uma forma atípica de C-metáfase induzida pelo Ni. Campos et al. (2008) e Andrade et al. (2010) obtiveram sucesso com o uso de *L. sativa* como modelo para testes citogenéticos sobre resíduos e outras amostras ambientais, reforçando a sua viabilidade e aplicabilidade para este fim.

3 JUSTIFICATIVA

O Córrego do Pântano se localiza em uma região periférica a noroeste da cidade de Alfenas (21° 24'54,39" S, 45° 57'39,35" O), com extensão de aproximadamente 3 km e largura média de 2 m. Ao longo do seu percurso, recebe despejos do esgoto doméstico de bairros residenciais e do distrito industrial da cidade de Alfenas-MG, que abriga indústrias do setor químico, siderúrgico, têxtil e alimentício. Sua foz deságua diretamente na represa de Furnas, cuja água é utilizada para fins de recreação, pesca, irrigação e dessedentação de gado (Figura 1). Tem-se evidenciado os impactos causados pela expansão urbana e industrial sobre o córrego devido ao assoreamento, que reduziu drasticamente sua profundidade em quase toda a sua extensão e, por isso, no período das chuvas as inundações invadem os terrenos mais altos e aumentam a área de exposição ao esgoto despejado a montante. A mata ciliar, quando ocorre, encontra-se em alto grau de degradação.

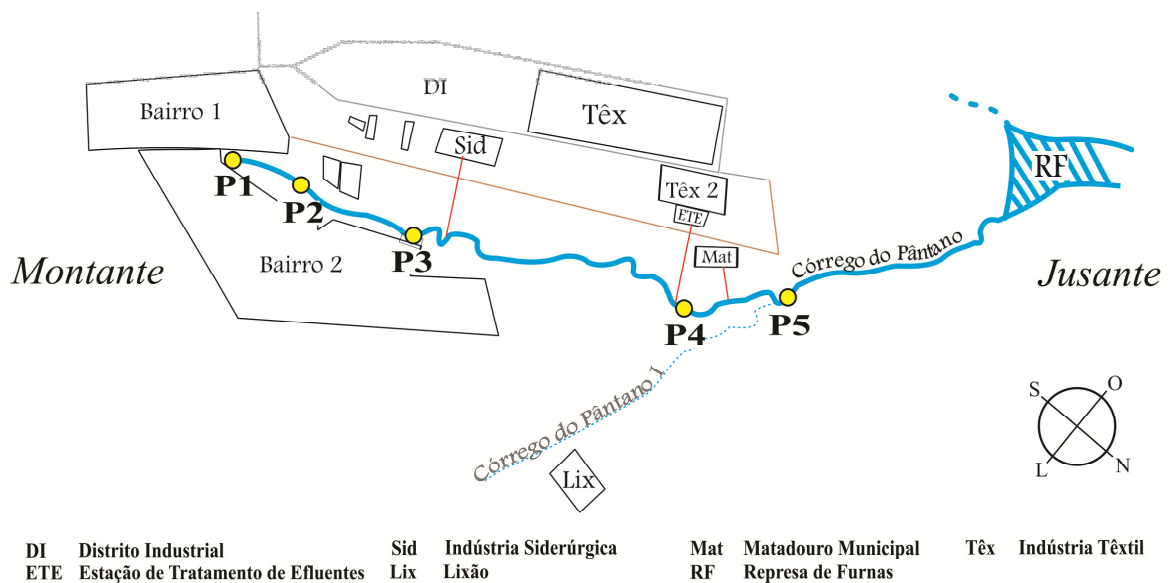


Figura 1. Mapa ilustrativo dos pontos de coleta e da estrutura do Córrego do Pântano até sua foz.
 P1 a P5 - Pontos de coleta de 1 a 5, respectivamente.
 Fonte: do autor.

O problema da poluição do Córrego do Pântano já é conhecido no município e tem repercutido nas discussões políticas sobre saúde pública. De acordo com notícia publicada em jornal local, a foz do córrego está localizada próximo à Rampa Náutica, que representa uma das opções de entretenimento de acesso público (OLIVEIRA, 2010). O autor ressalta que, apesar das placas indicativas, os banhistas se arriscam nas águas poluídas e há a necessidade de um

trabalho de monitoramento e análise dos efluentes industriais e daqueles provenientes da produção agrícola.

A análise físico-química e a avaliação ecotoxicológica da água do Córrego do Pântano permitirá obter informações sobre os riscos a que o corpo de água está exposto subsidiando com informações a tomada de decisões de políticas ambientais.

4 OBJETIVOS

4.5.1 Objetivos gerais

Avaliar a variação temporal e espacial da fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e do sedimento do Córrego do Pântano do município de Alfenas-MG, que está exposto à descargas de efluentes domésticos e industriais.

4.5.2 Objetivos Específicos

Analisar e monitorar aspectos físico-químicos da água em pontos específicos ao longo do percurso do córrego.

Avaliar e monitorar os efeitos fitotóxicos da água e do sedimento do Córrego do Pântano por meio de bioensaios com *L. sativa*.

Avaliar e monitorar os efeitos citogenotóxicos da água e sedimento do Córrego do Pântano sobre o ciclo celular de *L. sativa* em estádios iniciais de desenvolvimento.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, L. F.; DAVIDE, L. C.; GEDRAITE, L. S. The effect of cyanide compounds, fluorides, aluminum, and inorganic oxides present in spent pot liner on germination and root tip cells of *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 4, p. 626-31, 2010.
- BAGATINI, M. D.; SILVA, A. C. F.; TEDESCO, S. B. Uso do sistema teste de *Allium cepa* como bioindicador de genotoxicidade de infusões de plantas medicinais. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 17, n. 3, p. 444-447, 2007.
- BELTRAME, L. T. C. et al. Extração de corantes dispersos presentes em efluentes têxteis por microemulsão. **Química Têxtil**, v. 93, p. 72-77, 2008.
- BERTI, A. P. et al. A importância da Genética Ecotoxicológica. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, v. 4, n. 1, p. 52-55, 2009.
- BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. L. M. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 343-352, 2006.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, p. 764, 1979.
- BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA**. Resolução nº 357, de 2005. 2005.
- CALVIELLO, G. et al. DNA damage and apoptosis induction by the pesticide Mancozeb in rat cells: involvement of the oxidative mechanism. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 211, p. 87-96, 2006.
- CAMARGO, C. E. O.; FILHO, A. W. P. F.; SALOMON, M. V. Temperature and pH of the nutrient solution on wheat primary root growth. **Agricultural Science**, v. 61, n. 3, p. 313-318, 2004.
- CAMPOS, J. M. S. et al. Mutagenic effects due to allelopathic action of fern (Gleicheniaceae) extracts. **Allelopathy Journal**, v. 22, p. 143-152, 2008.
- CARON, C. F. Proposta de um Sistema para Remoção de Sólidos Suspensos e Redução de Matéria Orgânica e de Nutrientes em Corpos Aquáticos de Pequeno Porte: Estudo de Caso no Córrego Blanche. 223 f. **Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) Universidade Federal do Paraná – UFPR**. Curitiba, 2006.
- CHEN, Y. X.; ZHU, G. W.; TIAN, G. M.; ZHOU, G. D.; LUO, Y. M.; WU, S. C. Phytotoxicity of dredge sediment from urban canal and land application. **Environmental Pollution**, v. 117, p. 233-241, 2002.

CONLEY, D. J. et al. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, v. 323, p. 1014-1015, 2009.

COSTA, R. M.; MENK, C. F. M. Biomonitoramento de mutagênese ambiental. **Biotecnologia: Ciência e Desenvolvimento**, v. 3, n.12, p.24-26, 2000.

ĆURGUZ, V. G. et al. Influence of heavy metals on seed germination and growth of *Picea abies* L. Karst. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 21, n. 2, p. 355-361, 2012.

CZERNIAWSKA-KUSZA, I.; KUSZA, G. The potential of the Phytotoxkit microbiotest for hazard evaluation of sediments in eutrophic freshwater ecosystems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 179, p. 113-121, 2011.

EIPPC – **European Integrated Pollution Prevention and Control**. Reference document on best available techniques for the textiles industry, Joint Research Centre, European Commission, Seville, Spain, 626 p, 2003.

EOM, I. C. et al. Ecotoxicity of a polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 67, p. 190-205, 2007.

FARRÉ, M., BARCELÓ, D. Toxicity testing of wastewater and sewage sludge by biosensors, bioassays and chemical analysis. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 22, n. 5, p. 299-310, 2003.

FISKESJÖ, G. The *Allium* test - an alternative in environmental studies: the relative toxicity of metal ions. **Mutation Research**, v. 197, p. 243-260, 1988.

FJÄLLBORG, B.; GUSTAFSSON, N. Short-term bioassay responses to sludge products and leachate. **Archive of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 51, p. 367-376, 2006.

FUENTES, A. et al. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilized sewage sludges. **Journal of Hazardous Materials**, v. 108, p. 161-169, 2004.

GRANIER, L. et al. Urban runoff pollution by organochlorides (polychlorinated biphenyls and lindane) and heavy metals (lead, zinc, chromium). **Chemosphere**, v. 21, n. 9, p. 1101-1107, 1990.

GRISOLIA, C. K. Agrotóxicos: mutações, câncer e reprodução. **Brasília: UNB**, 2005.

GUERRA, A. J. T.; ARAÚJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R. Gestão ambiental de áreas degradadas. **Brasil: Editora Bertrand**, 3ª ed., 2008.

HUGGET, A. C. et al. Comparative methods of toxicity testing. **Food and Chemical Toxicology**, n. 34, p. 183-92, 1996.

IMMICH, A. P. S.; SOUZA, A. A. U.; SOUZA, S. M. A. G. U. Adsorption of Remazol Blue RR from textile effluents using *Azadirachta indica* leaf powder as an alternative adsorbent. **Adsorption Science e Technology**, v. 27, n. 5, 2009.

JUCHIMIUK, J.; MALUSZYNSKA, J. Transformed roots of *Crepis capillaries* - a sensitive system for the evaluation of the clastogenicity of abiotic agents. **Mutation Research**, v. 565, p. 129-138, 2005.

KAPANEN, A.; ITAVAARA, M. Ecotoxicity tests for compost applications. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 49, p. 1-16, 2001.

KREIN, A.; SCHORER, M. Road runoff pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons and its contribution to river sediments. **Water Research**, v. 34, n. 16, p. 4110-4115, 2000.

LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: a review on its application. **Mutation Research**, v. 682, p. 71-81, 2009.

MATSUMOTO, S. T. et al. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. **Genetic and Molecular Biology**, v. 29, n. 1, p. 148-158, 2006.

MATTA, M. E. M.; KUMMROW, F.; UMBUZEIRO, G. A. Uma possível classificação da periculosidade de lodos de esgoto utilizando testes de toxicidade – Resultados preliminares. In: VI Simpósio Interamericano de Biossólidos Rio de Janeiro: AIDIS, 2008.

MCMICHAEL, A. J. Urbanização e Saúde. Questões do Terceiro Mundo. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 78, n. 9, 2000.

NOLDIN, V. F.; MONACHE, F. D.; YUNES, R. A. Composição química e atividade biológica de *Cynara scolymus* L. cultivada no Brasil. **Química Nova**, v. 26, n. 3, p. 331-334, 2003.

OBE, G. et al. Chromosomal Aberrations: Formation, Identification and Distribution. **Mutation Research**, v. 504, n. 5, p. 17-36, 2002.

OLIVEIRA, R. B. Banhistas ignoram aviso e se arriscam em águas poluídas. Alfenas Hoje 01/03/2010. Disponível em: <http://www.alfenashoje.com.br/noticia.asp?id_noticia=3462>. Acesso em: 02/03/2010.

PAGANINI, W. S.; SOUZA, A.; BOCCHIGLIERI, M. M. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 225-239, 2004.

PALACIO, S. M. et al. Correlation between heavy metal ions (copper, zinc, lead) concentrations and root length of *Allium cepa* L. in polluted river water. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, Special n., p. 191-196, 2005.

PANDARD, P. et al. Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes. **Science Total Environment**, v. 363, p. 114–125, 2006.

PATRA, M.; SHARMA, A. Relative efficacy of *Allium cepa* and *Allium sativum* in anaphase-telophase test screening metal genotoxicity. **Biologia**, v. 57, p. 409-414, 2002.

PERON, A. P., CANESIN, E. A.; CARDOSO, C. M. V. Potencial mutagênico das águas do Rio Pirapó (Apucarana, Paraná, Brasil) em células meristemáticas de raiz de *Allium cepa* L. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 2, p. 155-159, 2009.

REYES, J. et al. Petrographic and Geochemical characteristics of organic matter associated with stream sediments in trail area British Columbia, Canada. **International Journal of Coal Geology**, v. 65, p. 146-157, 2006.

ROCHA, R. R. A.; MARTIN, E. S. Análise preliminar do estado ambiental do Córrego Água da Lavadeira, Rancharia-SP: Análise física e química da água. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros – Seção Três Lagoas**, v. 2, n. 2, 2005.

RÖRIG, L. R. et al. From a water resource to a point pollution source: the daily journey of a coastal urban stream. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 597-609, 2007.

SANG, N.; LI, G. Genotoxicity of municipal landfill leachate on root tips of *Vicia faba*. **Mutation Research: Genetic Toxicology and Environmental**, v. 560, p. 159-165, 2004.

SCARASSATI, D. et al. Tratamento de Efluentes de Matadouros e Frigoríficos. In: **III Fórum de Estudos Contábeis**, 2003.

SUDHAKAR, R.; NINGE-GOWDA, K. N; VENU, G. Mitotic abnormalities induced by silk dyeing industry effluents in the cells of *Allium cepa*. **Cytologia**, v. 66, p. 235-239, 2001.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2º ed., **UFMG, Belo Horizonte**, 246p. 1996.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações. 1. ed. **São Carlos: RiMa**, 478 p. 2006.

ŽALTAUSKAITĖ, J.; ČYPAITĖ, A. Assessment of landfill leachate toxicity using higher plants. **Environmental research - Engineering and Management**, v. 46, n. 4, p. 42-47, 2008.

SEGUNDA PARTE

ARTIGO: Caracterização têmporo-espacial da fitotoxicidade e citogenotoxicidade das águas e sedimentos de um córrego urbano

Autores: Luiz Carlos de A. Rodrigues, Sandro Barbosa, Murilo Pazin, Bianca de S. Maselli,
Luiz A. Beijo, Fábio Kummrow

Artigo redigido conforme normas da Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental

1 **Caracterização têmporo-espacial da fitotoxicidade e citogenotoxicidade das águas**
2 **e sedimentos de um córrego urbano**

3 **Resumo:** O objetivo desse trabalho foi avaliar a influência espacial e temporal na
4 fitotoxicidade e na citogenotoxicidade da água e do sedimento de um córrego urbano por
5 meio de teste com *Lactuca sativa*. Foram coletadas amostras de água e sedimento em 5
6 pontos do Córrego do Pântano (Alfenas, Minas Gerais), no período de Outubro de 2010 a
7 Julho de 2011. Os níveis dos metais Cd, Pb e Zn foram quantificados. As amostras de
8 água e extratos aquosos dos sedimentos foram submetidas aos testes de fitotoxicidade e
9 de citogenotoxicidade. Os parâmetros avaliados foram a taxa de germinação,
10 comprimento de raízes, biomassa fresca e seca, índice mitótico e a frequência de
11 anormalidades cromossômicas. Foram observados maiores níveis de Cd e Pb nas
12 amostras de água coletadas nos meses chuvosos. Água e sedimento apresentaram efeito
13 fitotóxico sobre germinação, biomassa fresca e seca de *Lactuca sativa*. O comprimento de
14 raízes foi estimulado e apenas as amostras de água reduziram o índice mitótico. Foi
15 observada variação temporal significativa relacionada com o regime de chuvas apenas
16 para o teste de fitotoxicidade.

17 **Palavras chave:** *Lactuca sativa*, toxicidade, sazonalidade

18

19 **Spatial and temporal characterization of phytotoxicity and cytogenotoxicity of**
20 **water and sediment of an urban stream**

21 **Abstract:** The aim of this study was to evaluate spatial and temporal influence in the
22 phytotoxicity and cytogenotoxicity of water and sediment of an urban stream through
23 with *Lactuca sativa* bioassays. Samples were collected from water and sediment in five
24 sites of the Pântano Stream (Alfenas, Minas Gerais) in the period October 2010 to July
25 2011. The levels of the metals Cd, Pb and Zn were quantified. Samples of water and
26 aqueous extracts of sediments were tested for phytotoxicity and cytogenotoxicity. The
27 parameters evaluated were the germination rate, root length, fresh and dry weight,
28 mitotic index and frequency of chromosomal abnormalities. Showed higher levels of Cd
29 and Pb in water samples collected during the rainy months. Water and sediment showed
30 phytotoxic effect on germination, fresh weight and dry weight of *Lactuca sativa*. The
31 length of root was stimulated and only samples of water reduced the mitotic index. We
32 observed significant temporal variation related to rainfall only for phytotoxicity tests.

33 **Keywords:** *Lactuca sativa*, toxicity, seasonality

34

35 **1 INTRODUÇÃO**

36 Fontes pontuais e difusas de poluição podem alterar significativamente as
37 características da água de um corpo hídrico, inviabilizando a sua utilização. Efluentes
38 domésticos e industriais, tratados ou não, são frequentemente dispostos nos corpos d'água
39 adjacentes a áreas urbanizadas e os poluentes neles contidos causam interferências físicas,
40 químicas ou biológicas na água.

41 O Córrego do Pântano está localizado na região periférica a noroeste de Alfenas-MG e
42 recebe despejos de efluentes domésticos de bairros residenciais e do distrito industrial,
43 que abriga empresas do setor têxtil e siderúrgico. Sua foz se encontra em um braço da
44 Represa de Furnas, cuja água é utilizada para fins de recreação, pesca, irrigação e
45 dessedentação de animais. Os efeitos citogenotóxicos de efluentes têxteis que são
46 lançados no Córrego do Pântano antes e após o processo de tratamento foram
47 caracterizados por Alvim et al. (2011), contudo outros possíveis impactos ambientais
48 causados pelo despejo de efluentes domésticos e industriais neste córrego não foram
49 avaliados.

50 Efluentes industriais podem conter elevadas cargas de matéria orgânica e nutrientes,
51 bem como vários outros poluentes como metais, fertilizantes e uma ampla gama de
52 poluentes orgânicos. Além disso, parte da poluição gerada em áreas urbanas tem origem
53 no escoamento superficial das águas de chuva sobre áreas impermeáveis e via redes de
54 drenagem, que podem carrear materiais orgânicos e inorgânicos, solúveis ou em
55 suspensão aos mananciais (Bollmann & Marques, 2006).

56 Particularmente os efluentes de indústrias têxteis interferem na qualidade ambiental
57 dos ecossistemas aquáticos e da água para consumo humano (Alvim et al., 2011). Esses
58 efluentes estão associados à presença de metais e outras substâncias nocivas, provenientes
59 dos produtos químicos empregados nos seus processos, podendo ser encontradas nos
60 corpos d'água que os recebem. Têm crescido os estudos ecotoxicológicos de corantes
61 têxteis devido a sua própria toxicidade a também da toxicidade dos seus produtos de
62 degradação biótica e abiótica (Gomes et al., 2012).

63 Quando aderidos aos sólidos em suspensão, os contaminantes presentes na coluna
64 d'água tendem a ser transportados por longas distâncias ou sedimentar durante o seu
65 percurso, contaminando outros trechos do corpo hídrico (Czerniawska-Kusza & Kusza,
66 2011). Por isso, há uma crescente preocupação com o potencial poluidor dos sedimentos
67 de corpos d'água que recebem efluentes domésticos ou industriais.

68 Os testes de toxicidade empregados para avaliar a qualidade ambiental representam
69 uma alternativa para complementar as análises químicas (Wilke et al., 2008). Testes que
70 utilizam plantas superiores são considerados eficientes para a avaliação e monitoramento
71 da toxicidade de poluentes e têm sido utilizados em estudos sobre a fitotoxicidade de
72 águas e sedimentos contaminados (Fernandes et al., 2007; Czerniawska-Kusza & Kusza,
73 2011). Sua principal vantagem é a ampla variedade de parâmetros de toxicidade, como a

74 taxa de germinação, ganho de biomassa, alongamento de raízes e aspectos bioquímicos,
75 além de apresentar baixo custo e possibilidade de serem realizados continuamente
76 (Žaltauskaitė & Čypaitė, 2008).

77 *Lactuca sativa* L. (alface) está entre os organismos-teste mais utilizados para avaliar a
78 fitotoxicidade e citogenotoxicidade de efluentes domésticos e industriais (Žaltauskaitė &
79 Čypaitė, 2008; Andrade et al., 2010), sendo recomendada por agências internacionais
80 como a United States Environmental Protection Agency (USEPA).

81 O objetivo desse trabalho foi avaliar a influência espacial e temporal na fitotoxicidade
82 e a citogenotoxicidade de amostras de água e sedimento do Córrego do Pântano por meio
83 de testes com *L. sativa*.

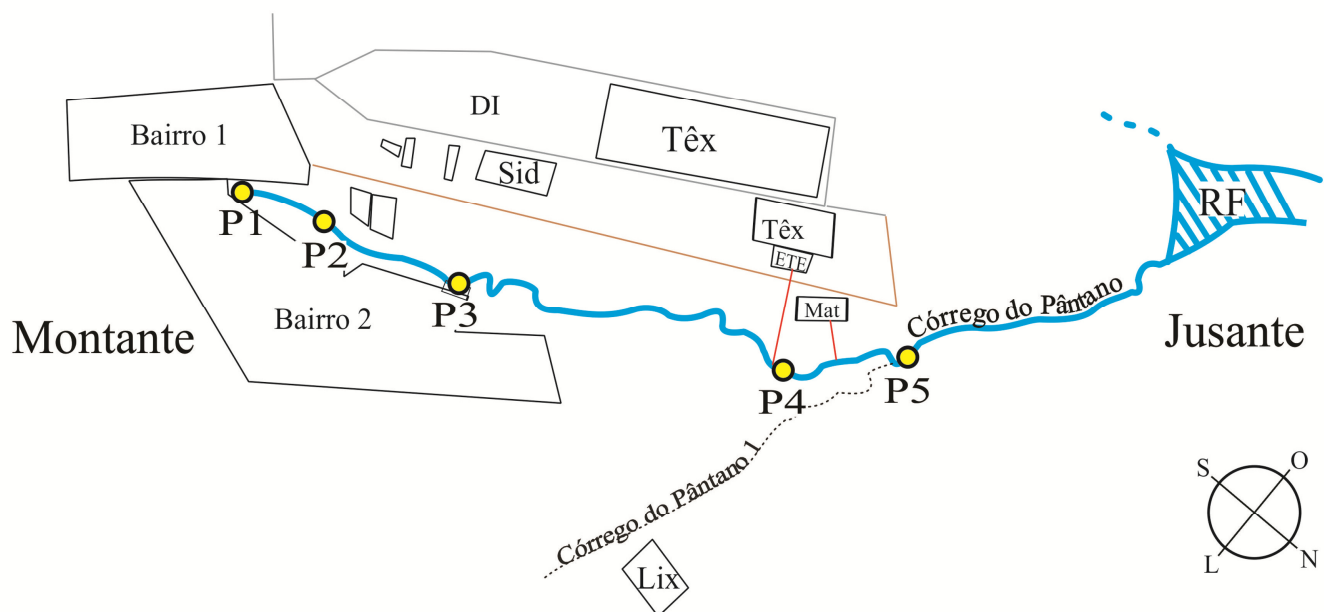
84

85 2 MATERIAL E MÉTODOS

86 2.1 Pontos de coleta e procedimentos de amostragem

87 O Córrego do Pântano (21°24'54,3" S, 45°57'39,3" O) está localizado no município
88 de Alfenas-MG e sua extensão é de aproximadamente 3 km e cerca de 2 m de largura.
89 Suas águas recebem esgotamentos sem tratamentos de dois bairros residenciais e
90 efluentes do distrito industrial. Sua foz se localiza em um braço do Lago de Furnas,
91 cuja água é utilizada para abastecimento público, dessedentação de animais, irrigação de
92 hortaliças e aquicultura.

93 Amostras de água foram coletadas em cinco pontos do Córrego do Pântano (Figura
94 1). O ponto 1 (P1) refere-se à nascente e é constituído de uma mina de água utilizada
95 para abastecimento público (21°24'53,3" S, 045°57'39,8" O); o ponto 2 (P2) é o
96 principal ponto de lançamento de esgoto proveniente de dois bairros residenciais
97 (21°24'49,5" S, 45°57'43,8" O); o ponto 3 (P3) é o ponto a partir do qual não ocorrem
98 mais despejos domésticos (21°24'35,7" S, 45°57'53,7" O); o ponto 4 (P4) encontra-se
99 na área de despejo do efluente tratado de duas indústrias têxteis e está a jusante da área
100 que recebe o lixiviado proveniente de um depósito de moldes de areia de fundição
101 (21°24'08,7" S, 45°58'15,6" O) e o ponto 5 (P5), localizado a jusante do despejo do
102 efluente bruto de um abatedouro e da confluência com o Córrego do Pântano I, que
103 passa pelo lixão da cidade (21°24'00,8" S, 45°58'29,0" O). A coleta de sedimento foi
104 possível apenas nos pontos P2, P3 e P4, devido ao fato de que a mina de água no ponto
105 P1 é recoberta por alvenaria e o ponto P5 foi alagado no início do período de coletas.



DI	Distrito Industrial	Sid	Indústria Siderúrgica	Mat	Matadouro Municipal	Têx	Indústria Têxtil
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes	Lix	Lixão	RF	Represa de Furnas		

106

107

108

109

Figura 1. Mapa com os pontos de coleta e principais características do Córrego do Pântano

Fonte: do autor

110

111

112

113

114

115

116

2.2 Preparo das amostras de sedimento

117

118

119

120

121

122

123

124

125

As coletas foram realizadas mensalmente no período de Outubro de 2010 a Julho de 2011, visando detectar possíveis efeitos tóxicos em diferentes regimes pluviométricos. As amostras de água e de sedimento foram coletadas de acordo com Jardim et al. (2006) e Mitteregger-Júnior et al. (2006), respectivamente. Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos junto a Agência Nacional de Águas (ANA).

Em laboratório, as amostras de sedimentos foram desidratadas a 45 ± 2 °C até atingir peso constante. Posteriormente, as amostras secas foram trituradas, padronizadas em malha fina (1 mm^2) e armazenadas em sacos plásticos protegidos da luz e da umidade. A partir dessas amostras foram produzidos extratos aquosos dos sedimentos. Alíquotas das amostras trituradas de sedimento foram diluídas em água destilada na proporção de 1:4 m/v e a solução foi agitada em câmara incubadora com agitação orbital (Marconi®) por 24 h. As soluções resultantes foram centrifugadas a 4500 rpm por 30 min. Os sobrenadantes foram então separados e submetidos aos teste de fitotoxicidade.

126 **2.3 Análises químicas**

127 Alíquotas das amostras de água foram submetidas à análise química para
128 determinação dos níveis Cd, Pb e Zn. A digestão de 50 mL das amostras líquidas,
129 previamente filtrados, foi realizada com 5 mL de ácido nítrico (HNO₃) concentrado
130 (P.A.) e 5 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂ 35% - P.A.). As soluções obtidas foram
131 aquecidas a 90±5 °C até a sua redução para 10 mL. As amostras digeridas foram
132 transferidas quantitativamente para balão volumétrico de 25 mL e o volume aferido com
133 água ultrapura. As quantificações de Cd e Pb foram realizadas por espectrofotometria de
134 absorção atômica com forno de grafite (EAA-FG, Shimadzu[®] AA-7000) e a do Zn por
135 espectrofotometria de absorção atômica por chama (EAA-chama, Shimadzu[®] AA-7000).
136 Para obtenção das curvas analíticas foram utilizadas soluções padrão de 1000 mg L⁻¹
137 (Specsol[®]).

138 Frações das amostras de sedimentos trituradas foram submetidas a determinação dos
139 níveis de Cd, Pb, Zn e Ni. Alíquotas de aproximadamente 4 g dos sedimentos foram
140 digeridas com 20 mL de água régia (HCl/HNO₃ 3:1 v/v) a 90±5 °C por 2 h. Após a
141 liberação de fumos, a mistura foi filtrada e transferida quantitativamente para balão
142 volumétrico de 25 mL, tendo o volume aferido com água ultrapura. A quantificação dos
143 metais foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica por chama (EAA-
144 chama, Shimadzu AA-7000).

145 O teor de matéria orgânica nos sedimentos foi determinado pelo método de
146 calcinação a 500 °C. Para isso, 4 g de cada amostra previamente seca a 105 °C foi
147 levada à mufla e aquecida por 5 h. Em seguida, foram determinadas as diferenças entre
148 o peso inicial e final, indicando o teor de matéria orgânica total presente.

149

150 **2.4 Testes de Fitotoxicidade**

151 Em todos os testes foi utilizado o organismo-teste *L. sativa* cv. Grand Rapids
152 (Alface) e os parâmetros avaliados foram: Taxa de Germinação (TG), Comprimento de
153 Raízes (CR), Biomassa Fresca das Plântulas (MF) e a Biomassa Seca Total (MT). Os
154 testes para avaliação da fitotoxicidade foram realizados de acordo com Ribeiro et al.
155 (2012), com adaptações, utilizando 3 mL das amostras de água e dos extratos aquosos
156 das amostras dos sedimentos. Água destilada foi empregada como controle negativo. As
157 sementes de *L. sativa* foram expostas às amostras e mantidas em câmara de germinação

158 tipo B.O.D (Cienlab[®]), em temperatura controlada de 20±2 °C e fotoperíodo de 12 h,
159 por um período de 72 h.

160 A TG foi avaliada após 24 h. Após 72 h foram feitas as medidas do CR e da MF de
161 dez plântulas por parcela, coletadas aleatoriamente. Posteriormente, estas plântulas
162 foram secas por 24 h em estufa 45±2 °C e, devido à baixa massa após a secagem, as dez
163 plântulas foram agrupadas para a obtenção dos dados de MS.

164

165 **2.5 Testes de Citogenotoxicidade**

166 Nas mesmas condições dos testes anteriores foi realizada a germinação de um total
167 de 4.200 e 1.920 sementes de *L. sativa* expostas às amostras de água e aos extratos dos
168 sedimentos, respectivamente, para a obtenção de meristemas apicais das raízes. Como
169 controle negativo foi utilizada água destilada e como controle positivo uma solução 20
170 mg L⁻¹ de sulfato de alumínio (Al₂O₁₂S₃). Após 24 h de exposição, as raízes foram
171 coletadas, fixadas em Carnoy e armazenadas a -18±1 °C. As lâminas foram
172 confeccionadas pelo método de esmagamento descrito por Alvim et al. (2011).

173 O IM foi determinado utilizando-se a Equação 1, onde NCM é o número de células
174 em mitose e NTC é o número total de células.

175

$$176 \quad \text{IM} = \frac{\text{NCM}}{\text{NTC}} \times 100 \quad (1)$$

177 As AC avaliadas foram micronúcleos, c-metáfases, pontes cromossômicas,
178 cromossomos perdidos e cromossomos aderentes (*Stickiness*), e as suas frequências
179 foram determinadas pela Equação 2, onde NTAC é o número total de anormalidades
180 cromossômicas e NTC é o número total de células.

$$181 \quad \text{AC} = \frac{\text{NTAC}}{\text{NTC}} \times 100 \quad (2)$$

182

183 **2.6 Análise estatística**

184 Os dados das dez coletas realizadas foram agrupados em bimestres visando
185 minimizar o efeito de interferências ambientais nas amostras coletadas mensalmente.
186 Nos testes de fitotoxicidade, para as amostras de água o delineamento experimental
187 adotado foi o inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial 6 x 5, sendo
188 considerados como fatores o Tratamento (água de 5 pontos de coleta + 1 controle
189 negativo) e o Tempo (5 épocas de coletas). Três repetições (placas) com 60 sementes de

190 *L. sativa* foram utilizadas para cada coleta, totalizando 10.800 sementes (6 tratamentos
191 x 10 coletas x 3 repetições x 60 sementes). Para os extratos dos sedimentos o
192 delineamento experimental adotado foi em blocos casualizados (DBC), em esquema
193 fatorial 3 x 5 mais um tratamento adicional, sendo considerados como fatores o
194 Tratamento (extratos dos sedimentos dos 3 pontos de coleta) e o Tempo (5 épocas de
195 coleta).

196 O controle negativo foi analisado como tratamento adicional para as amostras de
197 sedimento, tendo em vista que este não foi realizado mensalmente e, portanto, não pode
198 interagir com o fator Tempo. Foram utilizadas três repetições com 60 sementes de *L.*
199 *sativa* cada, totalizando 5.580 sementes (3 pontos de coleta x 10 coletas x 3 repetições x
200 60 sementes + 1 controle negativo x 3 repetições x 60 sementes).

201 Para os estudos citogenotóxicos foi utilizado DIC, seguindo os mesmos esquemas
202 fatoriais utilizados para os testes de fitotoxicidade com as amostras de água e extratos
203 dos sedimentos, considerando os mesmos fatores de estudo. Para o IM foram analisados
204 30 campos em três meristemas apicais de raízes (indivíduos) lotados em três lâminas de
205 cada tratamento, para cada coleta, totalizando 1.800 sementes para as amostras de água
206 e 930 sementes para os extratos do sedimento (30 campos x número de tratamentos x 10
207 coletas).

208 A análise da frequência de AC foi realizada em 15 campos seguindo os mesmos
209 padrões adotados para o IM, totalizando 900 sementes para as amostras de água e 465
210 para os extratos do sedimento (15 campos x número de tratamentos x 10 coletas). Foram
211 avaliadas cerca de 3.000 células/tratamento para a obtenção do IM e da frequência de
212 AC. Os dados de todos os testes foram submetidos à análise de variância (ANAVA) e as
213 médias foram comparadas pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

214

215

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

216 3.1 Caracterização física e química das amostras

217 A resolução n° 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)
218 (Brasil, 2005) classifica os corpos d'água com base nas suas características físicas,
219 químicas e físico-químicas, deliberando sobre os usos preponderantes das suas águas.
220 As águas do Córrego do Pântano são utilizadas para abastecimento público (apenas na
221 sua nascente), dessedentação de animais e irrigação de hortaliças, o que torna esperado
222 que os parâmetros químicos e físicos de suas águas atendam no mínimo aos padrões

223 propostos para corpos d'água Classe III. Assim, para fins de comparação dos nossos
 224 resultados das análises químicas foi feito uso dos padrões de qualidade d'água de corpos
 225 de Classe III (Tabela 1). Ressalta-se também que a água desse córrego é destinada para
 226 recreação de contato primário e aquicultura, que são usos permitidos apenas aos corpos
 227 d'água classes superiores.

228

229 Tabela 1. Níveis dos parâmetros químicos e físicos avaliados para as
 230 águas dos diferentes pontos e épocas de coleta e sua comparação com
 231 os padrões de qualidade de águas de corpos de Classe III segundo a
 232 resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005)

OUTUBRO-NOVEMBRO						
	Padrões - Classe III	P1	P2	P3	P4	P5
Cd*	0,01	n.d.	0,0128*	0,0114*	0,0096	0,0108*
Zn	5	0,1677	0,0169	0,0166	0,0181	0,0203
Pb*	0,033	0,0904*	0,0870*	0,1093*	0,0956*	0,0887*
CE	-	27,37	114,40	110,80	415,80	365,50
pH*	6,0-9,0	5,4*	6,3	6,3	6,7	6,7
DEZEMBRO-JANEIRO						
Cd*	0,01	0,0034	0,0069	0,0125*	0,0049	0,0032
Zn	5	0,0069	0,2591	0,2367	0,2483	0,2141
Pb*	0,033	0,0593*	0,1166*	0,1143*	0,0919*	0,0471*
CE	-	28,15	114,95	105,65	243,35	243,60
pH*	6,0-9,0	5,4*	6,1	6,4	6,8	6,7
FEVEREIRO-MARÇO						
Cd	0,01	0,0049	0,0028	0,0018	0,0027	0,0047
Zn	5	0,0943	0,0746	0,0081	0,1314	0,1371
Pb	0,033	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,0165
CE	-	17,07	68,35	53,90	385,75	90,65
pH*	6,0-9,0	5,8*	7,0	7,0	7,4	7,1
ABRIL-MAIO						
Cd	0,01	0,0020	0,0013	0,0015	0,0013	0,0006
Zn	5	0,0578	0,0673	0,1291	0,0706	0,0540
Pb	0,033	0,0162	n.d.	n.d.	0,0058	n.d.
CE	-	11,16	81,95	43,90	261,00	52,90
pH*	6,0-9,0	5,8*	8,0	6,8	7,5	7,0
JUNHO-JULHO						
Cd	0,01	n.d.	0,0007	0,0001	0,0005	0,0005
Zn	5	0,0083	0,0132	0,0759	0,0024	0,0489
Pb	0,033	0,0056	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
CE	-	13,31	134,75	61,75	234,00	101,45
pH*	6,0-9,0	5,3*	6,9	6,5	7,2	6,7

233 n.d. - não detectado; As concentrações de Cd , Pb e Zn são
 234 apresentadas em mg L⁻¹; CE - Condutividade elétrica da água (μS cm⁻¹); P1, P2, P3, P4 e P5 - pontos de coleta de 1 a 5, respectivamente;
 235 (*) Não atendimento aos padrões de qualidade da resolução
 236 CONAMA 357/05 para corpos de Classe III
 237

238

239 Os níveis de Cd e Pb ultrapassaram os seus padrões, para corpos d'água de Classe
 240 III, no início da época chuvosa, tendo o Pb chegado a atingir mais que o triplo do valor
 241 padrão. O enquadramento de corpos d'água nas classes propostas pela resolução
 242 CONAMA n° 357 (Brasil, 2005) é efetivo somente quando todos os parâmetros
 243 atendem aos padrões. Portanto, com base nos dados obtidos neste trabalho o Córrego do

244 Pântano não se apresenta em consonância com a legislação vigente, embora outros
245 parâmetros da resolução ainda devam ser avaliados.

246 Os maiores níveis de Cd foram encontrados nos pontos de coleta contaminados
247 predominantemente por efluente doméstico e a sua presença nesse tipo de resíduo é
248 também relatada por Tiryakioglu et al. (2006). Os altos níveis de Pb foram evidenciados
249 em todo o corpo d'água no período de chuvas, inclusive na mina d'água utilizada para
250 abastecimento público. Os níveis de Zn não ultrapassaram os padrões para corpos
251 d'água da Classe III em nenhum ponto ou época de coleta.

252 As redes de drenagem de superfícies urbanas são fontes conhecidas de metais
253 pesados e de outros contaminantes (Bollmann & Marques, 2006). Considerando que os
254 metais podem ser arrastados para o córrego pelas chuvas, é possível ter ocorrido um
255 acúmulo desses na superfície da microbacia durante a época de estiagem e durante o
256 período de chuvas, com início em Outubro de 2010, esses metais provavelmente foram
257 arrastados para o córrego resultando no aumento dos seus níveis (Tabela 1).

258 De uma forma geral, foi observado um aumento da condutividade elétrica no sentido
259 montante-jusante do córrego e valores destacadamente maiores nos pontos P2 e P4
260 (Tabela 1), sugerindo que a inserção de efluentes domésticos no P2 e de efluentes
261 têxteis no P4 aumentou a salinidade da água nesses locais. Ambientes contaminados
262 com efluentes domésticos tendem a ter a salinidade aumentada (Bazai & Achakzai,
263 2006). Os altos valores de condutividade elétrica no ponto P4 provavelmente são
264 influenciados pelo efluente tratado das indústrias têxteis.

265 Para os sedimentos não foi observada contaminação pelos metais estudados. Não foi
266 encontrada uma legislação que considere os sedimentos como um microhabitat (para
267 organismos sésseis e bentônicos, por exemplo) importante para o ecossistema aquático
268 do ponto de vista ecológico e ecotoxicológico. Portanto, neste trabalho os padrões de
269 qualidade adotados foram baseados na resolução CONAMA n° 344 (Brasil, 2004), que
270 estabelece diretrizes para avaliação dos sedimentos dragados no território brasileiro e
271 dispostos no ambiente como resíduos sólidos (Tabela 2). Nessa resolução foram
272 adotados como referência os critérios de qualidade do Nível 1, que determinam o limiar
273 abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de ocorrerem efeitos adversos à biota.

274
275
276
277
278

Tabela 2. Níveis de metais e matéria orgânica presentes nas amostras de sedimentos dos diferentes pontos e épocas de coleta e sua comparação com os padrões estabelecidos para o Nível 1 da resolução CONAMA n° 344 (Brasil, 2004).

OUTUBRO-NOVEMBRO

	Padrões - Nível 1	P2	P3	P4
Cd	0,6	0,066	0,083	0,113
Pb	35,0	3,156	3,313	4,014
Zn	123,0	9,851	11,924	15,091
Ni	18,0	1,703	1,717	1,608
MO	<10	3,50	5,44	7,00
DEZEMBRO-JANEIRO				
Cd	0,6	0,124	0,148	0,168
Pb	35,0	5,546	4,284	3,625
Zn	123,0	15,455	9,661	14,606
Ni	18,0	2,450	2,011	1,544
MO	<10	5,45	2,61	6,06
FEVEREIRO-MARÇO				
Cd	0,6	0,193	0,178	0,195
Pb	35,0	2,930	4,979	3,241
Zn	123,0	6,208	11,319	10,361
Ni	18,0	1,706	1,951	1,696
MO*	<10	13,39*	11,25	9,55
ABRIL-MAIO				
Cd	0,6	0,206	0,215	0,212
Pb	35,0	2,966	1,759	2,418
Zn	123,0	10,941	5,226	7,935
Ni	18,0	1,789	1,064	1,432
MO*	<10	9,27	28,22*	7,82
JUNHO-JULHO				
Cd	0,6	0,189	0,202	0,224
Pb	35,0	4,393	2,747	1,997
Zn	123,0	16,348	9,261	7,901
Ni	18,0	2,537	1,611	1,667
MO*	<10	10,79*	6,16	6,61

279 Valores de referência: Resolução do CONAMA n° 344 de 25 de
280 Março de 2004 - Nível 1. Cd - Cádmio (mg L^{-1}); Pb - Chumbo (mg L^{-1});
281 Zn - Zinco (mg L^{-1}); Ni - Níquel (mg L^{-1}); MO - Matéria Orgânica
282 (%); P2, P3 e P4 - pontos de coleta de 2 a 4, respectivamente; (*) Não
283 atendimento aos padrões de qualidade da resolução do CONAMA
284 344/2004

285

286 Os níveis de metais pesados no sedimento não ultrapassaram os limites propostos
287 pela legislação em nenhum ponto e em nenhuma época de coleta. Os teores de matéria
288 orgânica ultrapassaram o limite proposto apenas nos períodos mais secos. Essa variação
289 temporal pode estar relacionada com a diminuição da vazão do córrego no período de
290 estiagem e o aumento da concentração relativa dos efluentes domésticos.

291

292 3.2 Avaliação da fitotoxicidade

293 Os parâmetros avaliados não apresentaram interação significativa entre os fatores
294 Tratamento (pontos de coleta + controle negativo) e Tempo (épocas de coleta), à
295 exceção do comprimento de raízes (CR) de *L. sativa* exposta às amostras de água
296 (Tabela 3). Portanto, o efeito das amostras de água sobre o CR é resultado da
297 combinação dos efeitos dos tratamentos e da época de coleta e, por isso, esse parâmetro
298 será discutido separadamente dos demais avaliados.

299

300
301
302

Tabela 3. Efeitos isolados e interações dos fatores Tratamento e Tempo das amostras de água e dos extratos aquosos dos sedimentos do Córrego do Pântano sobre a Taxa de Germinação (TG), o Comprimento de Raiz (CR), a Biomassa Fresca das Plântulas (MF), a Biomassa Seca Total (MS), o Índice Mitótico (IM) e a frequência de Anormalidades Cromossômicas (AC).

Fatores de estudo	Amostras de água					
	P-valor					
	TG	CR	MF	MS	IM	AC
Tratamento	0,0020*	<0,0001*	0,5298	0,3972	0,0015*	0,9646
Tempo	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	0,0084*	0,0003*	<0,0060*
Interação tratamento x tempo	0,3108	<0,0001*	0,1547	0,1591	0,6767	0,4642
	Extratos aquosos dos sedimentos					
	P-valor					
	TG	CR	MF	MS	IM	AC
Tratamento	0,0001*	0,0156*	<0,0001*	0,0069*	0,1511	0,7474
Tempo	0,2361	0,0041*	0,0006*	0,3189	0,0024*	0,0250*
Interação tratamento x tempo	0,7740	0,3349	0,6393	0,3963	0,6584	0,8103

303

(*) Efeitos significativos segundo o teste de Scott-Knott a 5% de significância

304

305

306

307

308

309

310

311

312

313

314

315

316

317

Tabela 4. Efeito das amostras de água e dos extratos aquosos dos sedimentos sobre a Taxa de Germinação (TG), Comprimento de Raiz (CR), Biomassa Fresca da Plântula (MF) e Biomassa Seca Total (MS)

	Amostras de água				Extratos aquosos dos sedimentos			
	TG (%)	CR (cm)	MF (mg)	MS (mg)	TG (%)	CR (cm)	MF (mg)	MS (mg)
Controle	94,31 a	i.s.	5,873 a	7,655 a	83,89 a	0,977 b	6,280 a	7,467 a
P1	91,32 b	i.s.	5,707 a	7,793 a	-	-	-	-
P2	91,27 b	i.s.	5,807 a	7,673 a	69,00 b	1,435 a	5,788 b	7,033 b
P3	91,88 b	i.s.	5,613 a	7,637 a	70,72 b	1,405 a	5,838 b	7,013 b
P4	89,54 b	i.s.	5,640 a	7,397 a	66,11 b	1,347 a	5,798 b	7,020 b
P5	89,83 b	i.s.	5,847 a	7,697 a	-	-	-	-

318

319

320

Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância. P1, P2, P3, P4 e P5 - pontos de coleta de 1 a 5, respectivamente; "i.s." - interação significativa

321

322

323

324

325

326

A tolerância ao estresse por metais e as concentrações que fazem deles contaminantes ou micronutrientes variam entre espécies (Kranter & Colville, 2011). Em baixas concentrações alguns metais podem ser essenciais, mas em altas concentrações apresentam efeito fitotóxico. Li et al. (2005) avaliaram a toxicidade de Cd^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+} sobre a germinação de *Arabidopsis thaliana* L. e observaram que todos os metais apresentaram fitotoxicidade, sendo Cd o mais tóxico. A inibição da TG em *L.*

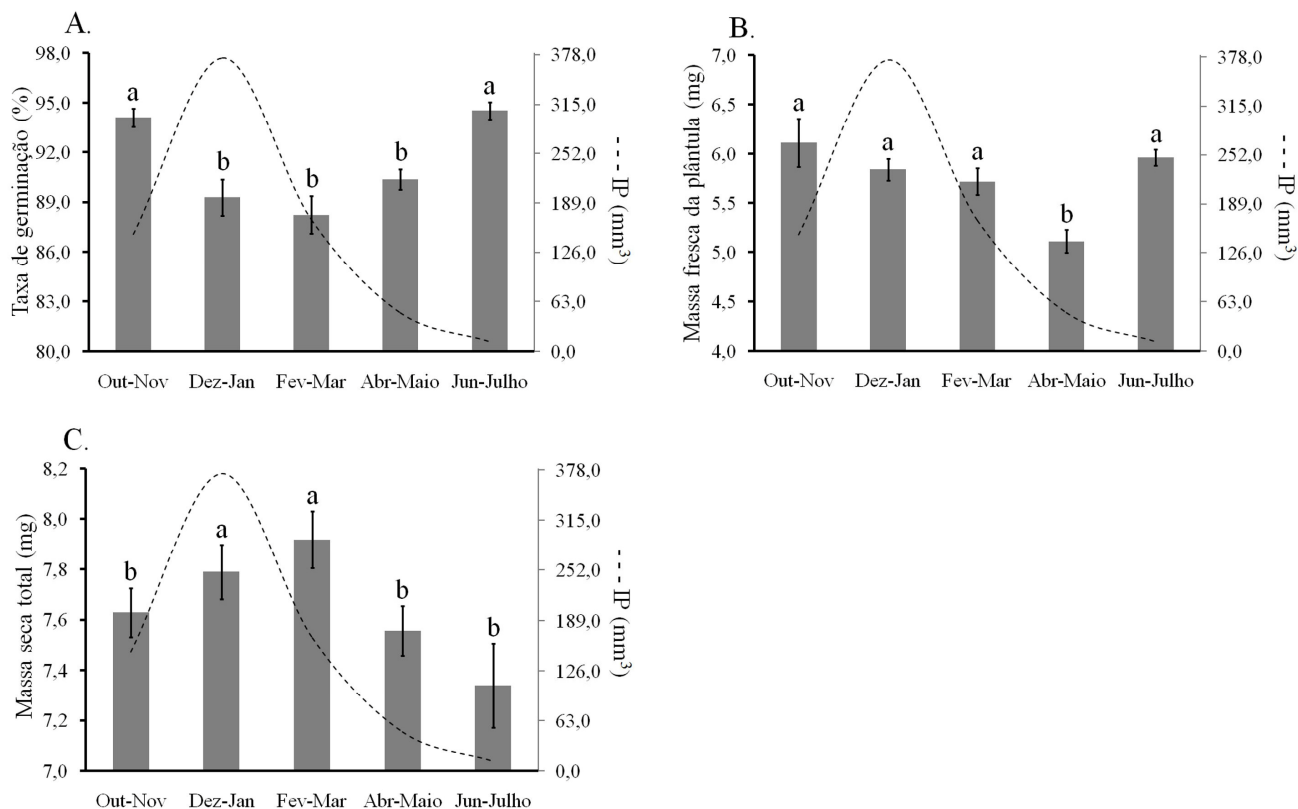
327 *sativa* pelo Cd foi relatada também por Corrêa et al. (2006). Lefevre et al. (2009) não
328 observaram efeito direto do Cd sobre a germinação de *Dorycnium pentaphyllum* Scop.,
329 mas sim sobre a embebição das sementes. O Cd é frequentemente encontrado em águas
330 residuárias e em resíduos da produção de ferro, aço e do recobrimento de produtos
331 metálicos (Cardoso & Chasin, 2001).

332 Em concentrações intermediárias a barreira formada pela testa e o endosperma das
333 sementes pode fazer com que a toxicidade do Pb sobre a TG não seja observado
334 somente na forma de inibição, mas também como um atraso no processo de germinação
335 (Wierzbicka & Obidzinska, 1998). Munzuroglu & Geckil (2002) também observaram
336 inibição da TG em *Cucumis sativus* L. e *Triticum aestivum* L. expostos a altas
337 concentrações de Pb. A redução da TG no ponto P1 também pode ter relação com as
338 altas concentrações de Pb observadas no período chuvoso em Novembro de 2010
339 (Tabela 1).

340 O Zn é conhecido como um micronutriente para organismos vegetais e seu potencial
341 fitotóxico, geralmente, é evidenciado apenas em concentrações muito altas (Kranner &
342 Colville, 2011). Para este metal os níveis observados nas amostras de água não
343 ultrapassaram os padrões para corpos d'água Classe III.

344 Os metais são parte de uma série de poluentes oriundos do escoamento superficial
345 (Bollmann & Marques, 2006) e, de uma forma geral, o teor de metais obtido foi menor
346 em épocas de estiagem e maior nas épocas chuvosas (Tabela 1). O escoamento
347 superficial carrega esses contaminantes do ambiente urbano para as microbacias de
348 drenagem aumentando sua concentração, o que está relacionado à baixa TG observada
349 no período com maior índice pluviométrico (Figura 2).

350



351
352
353
354
355
356
357
358
359
360
361
362
363
364
365
366
367
368
369
370
371

Figura 2. Variação temporal da fitotoxicidade das amostras de água sobre a Taxa de Germinação (A), a Biomassa Fresca da Plântula (B) e a Biomassa Seca Total (C). As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância. IP - Índice Pluviométrico Médio Bimestral. Barra: erro padrão

Efluentes domésticos e industriais em altas concentrações inibem a germinação em *L. sativa*, aumentando a salinidade pelo incremento de íons minerais que afetam a osmorregulação, levando à falência organelas responsáveis por essa função (Bazai & Achakzai, 2006). Andrade et al. (2010) relataram que os íons cloreto presentes em efluentes industriais podem causar a inibição da germinação e do crescimento de plântulas de *L. sativa*.

A condutividade elétrica da água está estreitamente relacionada com a quantidade de íons nela dissolvidos e, por isso, reflete a sua salinidade. Aumento nos valores de condutividade elétrica foi observado principalmente nos pontos P2 e P4, bem como nos meses chuvosos (Tabela 1).

Assim como para a água, os extratos dos sedimentos do Córrego do Pântano reduziram significativamente a TG de *L. sativa*, demonstrando a fitotoxicidade dessas amostras. A observação de efeito tóxico do sedimento sobre *L. sativa* frente às baixas concentrações de metais encontradas pode estar relacionada com interações aditivas ou sinérgicas proporcionadas pela extração aquosa, transformando ou biodisponibilizando esses ou outros contaminantes (Wilke et al., 2008) não quantificados neste trabalho.

372 Além de metais pesados, vários contaminantes com potencial fitotóxico foram
 373 encontrados em estudos com solos e com sedimentos de corpos d'água em áreas
 374 urbanizadas, como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP), compostos
 375 organoclorados e outros poluentes orgânicos (Garcia et al., 2009). Esses contaminantes
 376 são comumente relatados em águas do escoamento superficial pela lavagem do solo de
 377 áreas agrícolas e do asfalto (Bollmann & Marques, 2006) e em efluentes de indústrias
 378 têxteis (Garcia et al., 2009).

379 Assim como para as amostras de água, a baixa TG pode ser decorrente da salinidade
 380 dos extratos dos sedimentos (Bazai & Achakzai, 2006). De acordo com Baumgarten et
 381 al. (2001), na área logo abaixo da superfície dos sedimentos as condições redutoras são
 382 mais frequentes e intensas do que na coluna d'água e favorecem a redissolução de
 383 muitos íons. Estes íons passam a fazer parte da água intersticial atuando como
 384 reservatório de espécies químicas dissolvidas que podem migrar para a coluna da água.
 385 Esses autores afirmam também que a turbulência e a hidrodinâmica aumentam os
 386 intercâmbios químicos entre a água e o sedimento, principalmente em corpos d'água
 387 com pouca profundidade. Assim, é possível que os sedimentos apresentem alta
 388 salinidade e sejam responsáveis por parte dos altos valores de condutividade elétrica
 389 observados nas amostras de água.

390 A água do Córrego do Pântano não apresentou toxicidade sobre o CR de *L. sativa* e
 391 foi evidenciado um estímulo nesse parâmetro pelas águas coletadas a partir do ponto P2
 392 (Tabela 5). Esse estímulo não foi observado para a água do ponto P1. Foi observada
 393 interação significativa entre os fatores Tratamento e Tempo sobre CR.

394
 395 Tabela 5. Comparação de médias do comprimento de raiz (cm) de *L.*
 396 *sativa* para as amostras de água dos pontos de coleta avaliados, nas
 397 diferentes épocas

	Out-Nov	Dez-Jan	Fev-Mar	Abr-Maio	Jun-Julho
Controle	1,183 b	1,292 b	1,096 b	1,028 b	1,258 b
P1	1,178 b	1,380 b	1,105 b	1,204 b	1,146 b
P2	1,882 a	1,929 a	1,416 a	1,839 a	1,684 a
P3	2,077 a	2,201 a	1,627 a	1,817 a	1,323 b
P4	1,906 a	2,234 a	1,138 b	1,682 a	1,225 b
P5	1,927 a	2,053 a	1,660 a	1,647 a	1,795 a

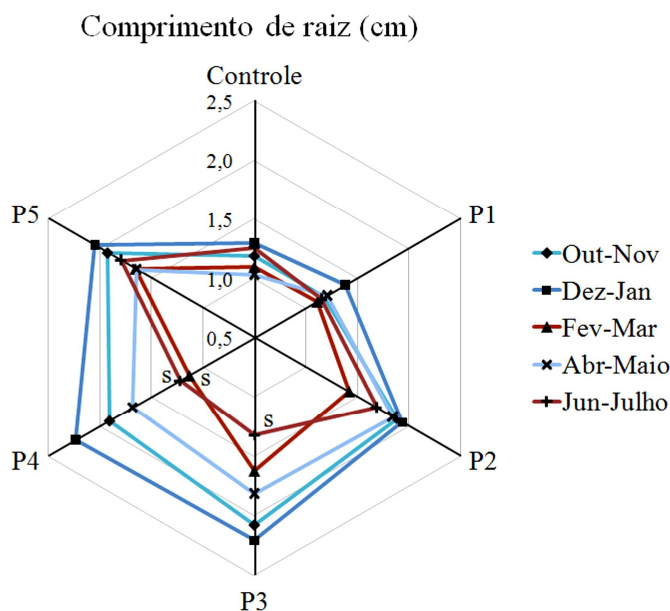
398 Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo
 399 teste de Scott-Knott a 5% de significância. P1, P2, P3, P4 e P5 - pontos
 400 de coleta de 1 a 5, respectivamente

401
 402 Efeitos estimulantes foram relatados por Tigini et al. (2011) e Alvim et al. (2011)
 403 para plantas expostas a efluentes domésticos e industriais. Esses autores argumentam
 404 que a carga orgânica, advinda principalmente do efluente doméstico, pode ter

405 proporcionado uma maior oferta de nutrientes que contribuem para o aumento do CR.
 406 Outros autores também observaram estímulo do CR para efluente têxtil com elevada
 407 carga orgânica sobre os modelos *Brassica rapa* L. e *Allium cepa* L. (Rehman et al.,
 408 2009; Alvim et al., 2011).

409 No período de estiagem (Junho-Julho) os pontos P3 e P4 não estimularam o
 410 crescimento das raízes de *L. sativa* (Figura 3), provavelmente pela diminuição do
 411 regime de chuvas e o conseqüente aumento das concentrações de contaminantes
 412 provenientes dos despejos domésticos e industriais. Nesses casos, o efeito estimulante
 413 pode ter sido sobrepujado pelo aumento relativo da concentração de contaminantes não
 414 quantificados e seus respectivos efeitos tóxicos, principalmente no ponto P4 que sofre
 415 influência direta do despejo de efluentes têxteis.

416



417

418 Figura 3. Variação temporal do efeito das amostras de água sobre o
 419 comprimento de raiz (cm) de *L. sativa* nos diferentes pontos de coleta.
 420 A proximidade com o centro do gráfico indica um menor
 421 comprimento de raiz. As épocas de coleta acompanhadas pela letra “s”
 422 diferem significativamente das demais para o ponto de coleta, segundo
 423 o teste de Scott-Knott a 5% de significância. P1, P2, P3, P4 e P5 -
 424 pontos de coleta de 1 a 5, respectivamente

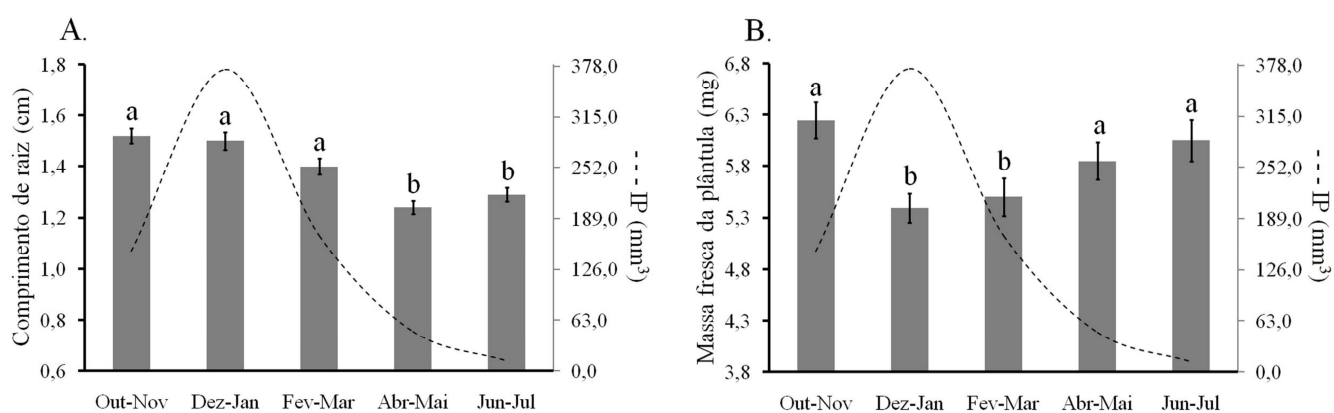
425

426 O mesmo efeito estimulante foi observado para os extratos dos sedimentos (Tabela
 427 4). Resultados semelhantes foram obtidos por Czerniawska-Kusza & Kusza (2011), que
 428 avaliaram a fitotoxicidade de sedimentos de águas de um reservatório contaminado por
 429 metais pesados e nutrientes. Segundo esses autores, foi observado efeito estimulante do
 430 crescimento para as três espécies estudadas (*Sorgum saccharatum* L. Moench, *Sinapis*
 431 *Alba* L. e *Lepidium sativum* L.). Algumas hipóteses foram propostas para explicar o

estímulo observado, como a estabilidade ou a insolubilidade dos contaminantes detectados, a sua associação com outras partículas ou mesmo um falso negativo gerado pela biodisponibilização de nutrientes adsorvidos na matéria orgânica do sedimento.

O estímulo do CR dos extratos dos sedimentos foi observado principalmente nos meses chuvosos (Figura 4A), sugerindo que o aumento da vazão do córrego nesse período proporcionou a disponibilização química de nutrientes. Adicionalmente, a diminuição da turbulência nos meses secos pode ter reduzido a disponibilidade de nutrientes em detrimento de contaminantes eventualmente presentes, que tiveram sua concentração aumentada e passaram a exercer efeito tóxico mais significativo.

441



442

443

444

445

446

447

448

449

450

451

452

453

454

455

456

457

458

459

Figura 4. Variação temporal da fitotoxicidade dos extratos aquosos dos sedimentos sobre o Comprimento de Raiz (A) e a Biomassa Fresca das Plântulas (B). As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância. IP - Índice Pluviométrico Médio Bimestral. Barra: erro padrão

A biomassa fresca das plântulas (MF) e a biomassa seca total (MS) não foram reduzidas pelas águas dos diferentes pontos de coleta (Tabela 4), mas foi observada variação temporal significativa que indica maior toxicidade das águas coletadas em épocas secas (Figuras 2B e C, respectivamente). No entanto, o contrário foi observado para os extratos dos sedimentos, em que a disponibilização de contaminantes a partir do sedimento e a salinidade também podem ter sido responsáveis pela redução da MF.

Assim como o observado para a TG, a MF foi reduzida pelos extratos dos sedimentos principalmente nos meses chuvosos, em que foram observados os maiores valores de condutividade elétrica (Figura 4B). O aumento da salinidade pode afetar a MF das plântulas por prejudicar a permeabilidade aos íons Na^+ e K^+ , que são importantes fatores no ganho de biomassa, e seu influxo por meio de vias metabólicas. De acordo com Wimmer et al. (2003) a absorção de Ca^{2+} também é prejudicada pela salinidade por causar a desestabilização das membranas.

460 3.3 Avaliação da citogenotoxicidade

461 De acordo com os resultados obtidos para o controle positivo, a sensibilidade do
 462 organismo-teste foi considerada adequada para o ensaio citogenético. As amostras de
 463 água de todos os pontos de coleta reduziram a divisão celular em *L. sativa*, mas nenhum
 464 efeito foi observado para os extratos dos sedimentos (Tabela 6). De acordo com
 465 Fernandes et al. (2007), o Índice Mitótico (IM) é um parâmetro confiável para
 466 determinar a presença de compostos citotóxicos no ambiente e indicado para o
 467 biomonitoramento dos níveis de poluição.

468
 469 Tabela 6. Efeito das amostras de água e dos extratos aquosos dos
 470 sedimentos dos diferentes pontos de coleta sobre o Índice Mitótico
 471 (IM) e frequência de Anormalidades Cromossômicas (AC). P1, P2,
 472 P3, P4 e P5 - pontos de coleta de 1 a 5, respectivamente.

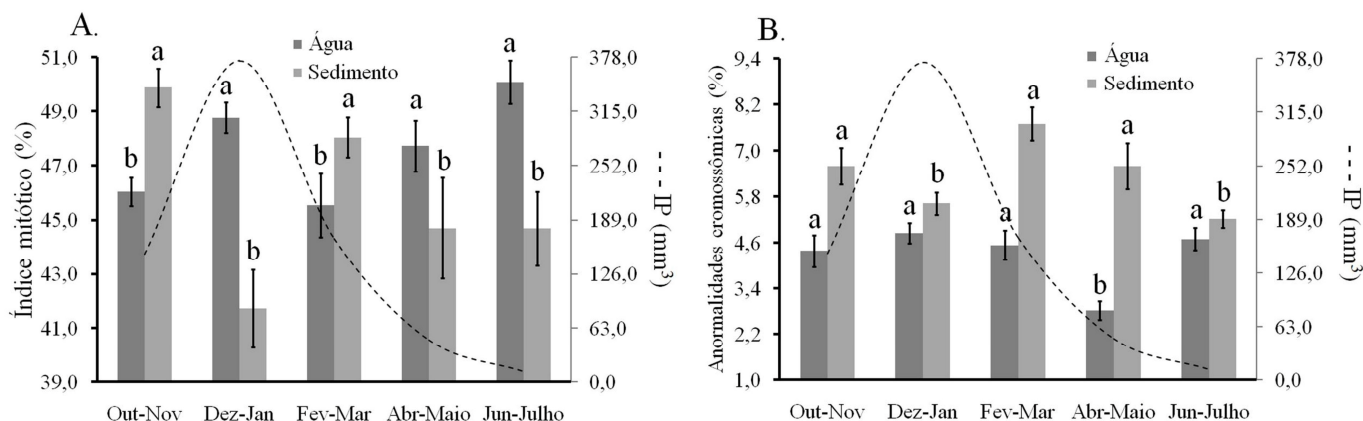
	Amostras de água		Extratos aquosos dos sedimentos	
	IM (%)	AC (%)	IM (%)	AC (%)
Controle	51,09 a	4,24 a	48,30 a	4,91 a
P1	47,01 b	4,05 a	-	-
P2	45,50 b	3,90 a	44,45 a	6,14 a
P3	46,10 b	4,26 a	47,25 a	6,35 a
P4	47,66 b	4,22 a	45,71 a	6,57 a
P5	47,39 b	4,24 a	-	-

473 Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo
 474 teste de Scott-Knott a 5% de significância

475
 476 Os metais pesados e outros compostos encontrados em efluentes industriais
 477 apresentam efeitos citotóxicos e genotóxicos como a morte celular e a inibição da
 478 síntese de DNA e proteínas associadas, que podem ser observados na forma de redução
 479 do IM (Leme & Marin-Morales, 2009).

480 A variação temporal do IM foi significativa para as amostras de água e para os
 481 extratos de sedimento, porém não se observa um comportamento relacionado com o
 482 regime pluviométrico das diferentes épocas estudadas (Figura 5A). O CR e o IM
 483 geralmente são parâmetros positivamente correlacionados e o contraste entre os
 484 resultados obtidos pode estar relacionado ao fato de que, nos primeiros estádios de
 485 desenvolvimento da planta, o CR ocorre pela expansão celular e não pela taxa de
 486 divisão (Maila et al., 2002).

487



488
489
490
491
492

Figura 5. Variação temporal da genotoxicidade das amostras de água e dos extratos aquosos dos sedimentos sobre o Índice Mitótico (A) e a frequência de Anormalidades Cromossômicas (B) em *L. sativa*. As médias seguidas de médias letras não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância. IP - Índice Pluviométrico Médio Bimestral. Barra: erro padrão

493
494
495
496
497
498
499
500
501

A presença de Anormalidades Cromossômicas (AC) não foi alterada pelas amostras de água e nem pelos extratos dos sedimentos, que apresentaram médias estatisticamente semelhantes ao controle negativo (Tabela 6). De acordo com Leme e Marin-Morales (2009) as AC são transformações que ocorrem na estrutura dos cromossomos ou em todo o complemento cromossômico, pela ação de agentes químicos, físicos ou mesmo espontaneamente. Portanto, o resultado obtido sugere que as amostras de água não provocaram a ocorrência de AC, sugerindo que a frequência observada ocorre de forma espontânea. As AC investigadas estão descritas na Figura 6.



502
503
504
505
506

Figura 6. Tipos de anormalidades cromossômicas investigadas. A. Micronúcleo; B. C-metáfase; C. Ponte cromossômica (em anáfase ou telófase); D. Cromossomos perdidos (nesse caso, em conjunto com uma ponte telofásica); e E. Cromossomos aderentes (Stickiness). Barra de escala: 5µm

507
508
509
510
511
512
513

A ocorrência de AC seguiu o mesmo comportamento do IM, não apresentando relação com o regime pluviométrico (Figura 5B). Em um estudo sobre a genotoxicidade dos efluentes das indústrias têxteis, dispostos no Córrego do Pântano, foi observado maior genotoxicidade para os efluentes não tratados, embora também tenha sido evidenciado efeito do efluente tratado na frequência de AC em células meristemáticas de *Allium cepa* (Alvim et al., 2011).

4 CONCLUSÕES

514

515 1. Com base nos resultados das análises químicas o Córrego do Pântano não se
516 enquadra nos padrões propostos para corpos d'água de Classe III da resolução
517 CONAMA n° 357 (Brasil, 2005), sugerindo a necessidade de adoção de medidas de
518 recuperação da qualidade da água.

519 2. A água e o sedimento apresentam fitotoxicidade sobre *Lactuca sativa* e os níveis
520 de metais e de salinidade podem ter contribuído para esse efeito juntamente com outros
521 toxicantes não analisados. O sedimento apresenta maior fitotoxicidade que a água
522 reduzindo a taxa de germinação e a produção de biomassa das plântulas de *Lactuca*
523 *sativa* enquanto a água reduz apenas a taxa de germinação. Água e sedimento não
524 apresentam fitotoxicidade sobre o crescimento de raízes.

525 3. Os parâmetros de fitotoxicidade apresentam variações temporais significativas
526 correlacionadas com o regime de chuvas, o que não é observado para os parâmetros de
527 citogenotoxicidade.

528 4. A proliferação celular foi afetada negativamente pelas amostras de água do
529 Córrego do Pântano, levando à redução do índice mitótico. Água e sedimento não
530 promoveram aumento na frequência de anormalidades cromossômicas.

531

5 AGRADECIMENTOS

532

533 À CAPES pela concessão de bolsa a Luiz Carlos de Almeida Rodrigues e à
534 FAPEMIG pelo suporte financeiro.

535

6 LITERATURA CITADA

536

537 Alvim, L. B.; Kummrow, F.; Beijo, L. A.; Lima, C. A. A.; Barbosa, S. Avaliação da
538 citogenotoxicidade de efluentes têxteis utilizando *Allium cepa* L. Revista Ambiente
539 & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v.6, n.2, 2011.

540 Andrade, L. F.; Davide, L. C.; Gedraite, L. S. The effect of cyanide compounds,
541 fluorides, aluminum, and inorganic oxides present in spent pot liner on germination
542 and root tip cells of *Lactuca sativa*. Ecotoxicology and Environmental Safety, v.73,
543 n.4, p.626-31, 2010.

544 Baumgarten, M. G. Z.; Niencheski, L. F. H.; Veeck, L. Nutrientes na coluna da água e na
545 água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem
546 antrópica (RS-Brasil). Atlântica, v.23, p.101-116, 2001.

547 Bazai, Z. A; Achakzai, K. K. Effect of wastewater from Quetta city on germination and
548 seedling growth of lettuce (*Lactuca sativa* L.). Applied Science Journal, v.6, n.2,
549 p.380-382, 2006.

- 550 Bisognin, D. A.; Velasquez, L.; Widders, I. Cucumber seedling dependence on
551 cotyledonary leaves for early growth. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília,
552 v.40, p.531-539, 2005.
- 553 Bollmann, H. A.; Marques, D. M. L. M. Influência da densidade populacional nas
554 relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos
555 situados em áreas com baixa cobertura sanitária. *Engenharia Sanitária Ambiental*,
556 v.11, n.4, p.343-352, 2006.
- 557 BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n° 357 17 de
558 Março de 2005, 2011.
- 559 BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n° 344 de 25
560 de Março de 2004, 2004.
- 561 Cardoso, L. M. N.; Chasin, A. A. M. *Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos*.
562 Salvador: CRA - Centro de Recursos Ambientais, 2001. (Série Cadernos de
563 Referência Ambiental do CRA, v.6).
- 564 Corrêa, A. X. R.; Rörig, L. R.; Verdinelli, M. A.; Cotellet, S.; Féraud, J.; Radetski, C. M.
565 Cadmium phytotoxicity: Quantitative sensitivity relationships between classical
566 endpoints and antioxidative enzyme biomarkers. *Science of The Total Environment*
567 v.357, n.1-3, p.120-127, 2006.
- 568 Czerniawska-Kusza, I.; Kusza, G. The potential of the Phytotoxkit microbiotest for
569 hazard evaluation of sediments in eutrophic freshwater ecosystems. *Environmental*
570 *Monitoring and Assessment*, v.179, p.113-121, 2011.
- 571 Fernandes, T. C. C., Mazzeo, D. E. C., Marin-Morales, M. A. Mechanism of
572 micronuclei formation in polyploidized cells of *Allium cepa* exposed to trifluralin
573 herbicide. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, v.88, p.252-259, 2007.
- 574 Garcia, J. C.; Simionato, J. I.; Almeida, V. C.; Palácio, S. M.; Rossi, F. L.; Schneider, M.
575 V.; Souza, N. E. Evolutive Follow-up of the photocatalytic degradation of real textile
576 effluents in TiO₂ and TiO₂/H₂O₂ systems and their toxic effects on *Lactuca sativa*
577 seedlings. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v.20, n.9, p.1589-1597, 2009.
- 578 Gomes, L. S.; Silva, F. A.; Barbosa, S.; Kummrow, F. Ecotoxicity of Sludges Generated
579 by Textile Industries: a Review. *Journal of Brazilian Society of Ecotoxicology*, v.7, n.
580 1, p.89-96, 2012.
- 581 Jardim, G. M.; Armas, E. D.; Monteiro, R. T. R. Ecotoxicological assessment of water
582 and sediment of the Corumbataí River, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*,
583 v.68, n.1, p.51-59, 2008.
- 584 Kranner, I.; Colville, L. Metals and seeds: Biochemical and molecular implications and
585 their significance for seed germination. *Environmental and Experimental Botany*,
586 v.72, p.93-105, 2011.
- 587 Lefevre, I.; Marchal, G.; Correal, E.; Zanuzzi, A.; Lutts, S. Variation in response to
588 heavy metals during vegetative growth in *Dorycnium pentaphyllum* Scop. *Plant*
589 *Growth Regulation*, v.59, p.1-11, 2009
- 590 Leme, D. M.; Marin-Morales, M. A. *Allium cepa* Test in environmental monitoring: a
591 review on its application. *Mutation Research*, v. 682, p. 71-81, 2009.
- 592 Li, W.; Khan, M. A.; Yamaguchi, S.; Kamiya, Y. Effects of heavy metals on seed
593 germination and early seedling growth of *Arabidopsis thaliana*. *Plant Growth*
594 *Regulation*, v.46, p.45-50, 2005.
- 595 Maila, M. P.; Cloete, T. E. Germination of *Lepidium sativum* as a method to evaluate
596 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal from contaminated soil.
597 *International Biodeterioration & Biodegradation*, v.50, p.107-113, 2002.
- 598 Mitteregger-Júnior, H.; Ferraz-Dias, J.; Lúcia-Yonema, M.; Arenzon, A.; Silva, J.;
599 Pegas- Henriques, J. A. Avaliação das atividades tóxicas e mutagênicas da água e do

- 600 sedimento do Arroio Estância Velha, região coureira-calçadista, utilizando *Allium*
601 *cepa*. Journal of Brazilian Society of Ecotoxicology, v.1, n.2, p.147-151, 2006.
- 602 Munzuroglu, O.; Geckil, H. Effects of metals on seed germination, root elongation, and
603 coleoptile and hypocotyl growth in *Triticum aestivum* and *Cucumis sativus*. Archives
604 of Environmental Contamination and Toxicology, v.43, p.203-213, 2002.
- 605 Rehman, A.; Bhatti, H. N.; Athar, H. Textile effluents affected seed germination and
606 early growth of some winter vegetable crops: a case study. Water Air Soil Pollution,
607 Dordrecht, v.198, p.155-163, 2009.
- 608 Ribeiro, L. O.; Barbosa, S.; Balieiro, F. P.; Beijo, L. A.; Santos, B. R.; Gouvea, C. M. C.
609 P.; Paiva L. V. Fitotoxicidade de extratos foliares de barbatimão [*Stryphnodendron*
610 *adstringens* (Mart.) Coville] em bioensaio com alface. Revista Brasileira de
611 Biociências, v.10, n.2, p.220-225, 2012.
- 612 Tigini, V.; Giansanti, P.; Mangiavillano, A.; Pannocchia, A.; Varese, G. C. Evaluation of
613 toxicity, genotoxicity and environmental risk of simulated textile and tannery
614 wastewaters with a battery of biotests. Ecotoxicology and Environmental Safety, v.74,
615 p.866-873, 2011.
- 616 Tiryakioglu, M.; Eker, S.; Ozkutlu, F.; Husted, S.; Cakmak, I. Antioxidant defense system
617 and cadmium uptake in barley genotypes differing in cadmium tolerance. Journal of
618 Trace Elements in Medicine and Biology, v.20, p.181-189, 2006.
- 619 Wierzbicka, M.; Obidzinska, J. The effect of lead on seed imbibition and germination in
620 different plant species. Plant Science, v.137, p.155-171, 1998.
- 621 Wilke, B. M.; Riepert, F.; Koch, C.; Kühne, T. Ecotoxicological characterization of
622 hazardous wastes. Ecotoxicology and Environmental Safety, v.70, p.283-293, 2008.
- 623 Wimmer, M. A.; Mühling, K. H.; Läuchli, A.; Brown, P. H.; Goldbach, H. E. The
624 interaction between salinity and boron toxicity affects the subcellular distribution of
625 ions and proteins in wheat leaves. Plant, Cell and Environment, v.26, p.1267-1274,
626 2003.
- 627 Žaltauskaitė, J.; Čypaitė, A. Assessment of landfill leachate toxicity using higher plants
628 Assessment of landfill leachate toxicity using higher plants. Environmental Research -
629 Engineering and Management, v.46, n.4, p.42-47, 2008.