

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS
MESTRADO EM INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS

SABRINA ALTMAYER MENDES

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DOS RIOS DO CAMPO E KM 119 NO
MUNICÍPIO DE CAMPO MOURÃO-PR, SOB INFLUÊNCIA DE
ATIVIDADES ANTRÓPICAS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

CAMPO MOURÃO – PR

2019

SABRINA ALTMAYER MENDES

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DOS RIOS DO CAMPO E KM 119 NO
MUNICÍPIO DE CAMPO MOURÃO-PR, SOB INFLUÊNCIA DE
ATIVIDADES ANTRÓPICAS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Inovações Tecnológicas.

Orientador: Prof. Dr. Wyrllen Everson de Souza

Coorientadora: Profa. Dra. Ana Paula Peron

CAMPO MOURÃO – PR

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

M538 Mendes, Sabrina Altmeyer

Avaliação da toxicidade dos rios do Campo e Km 119 no município de Campo Mourão - PR, sob influência de atividades antrópicas / Sabrina Altmeyer Mendes. – Campo Mourão, 2019.

92 f. : il. color. ; 30 cm.

Orientador: Wyrllen Everson de Souza

Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas, Campo Mourão, 2019.

Inclui bibliografia.

1. Água - Análise. 2. Água – Poluição. 3. Águas resiuais nos rios, lagos, etc. 4. Inovações tecnológicas – Dissertações. I. Souza, Wyrllen Everson de, orient. II. Peron, Ana Paula, co-orient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas. IV. Título.

CDD (22. ed.) 658.514

Biblioteca da UTFPR - Câmpus Campo Mourão

Bibliotecária/Documentalista:
Andréia Del Conte de Paiva – CRB-9/1525

TERMO DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DOS RIOS DO CAMPO E KM 119 NO MUNICÍPIO DE CAMPO MOURÃO-PR,
SOB INFLUÊNCIA DE ATIVIDADES ANTRÓPICAS

Por

SABRINA ALTMAYER MENDES

Essa dissertação foi apresentada às 9:00 horas, do dia 26/10/2019, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Inovações Tecnológicas, Linha de Pesquisa Desenvolvimento Tecnológico em Saneamento e Recursos Hídricos, no Programa de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas - PPGIT, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof. Dr. Wyrllen Everson de Souza (Orientador - PPGIT)

Prof. Dr. Rafael Porto Ineu (Membro Interno - UTFPR)

Prof. Dr. Jefferson Queiroz Crispim (Membro Externo – UNESPAR)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família por me encorajar na busca e realização dos meus sonhos, por me apoiar e me incentivar sempre.

Agradeço à instituição pública por tornar possível a capacitação de muitas pessoas, inclusive a minha, pois acredito que através da educação podemos transformar nossa realidade.

Ao meu orientador Prof. Dr. Wyrllen Everson de Souza e à minha coorientadora Profa. Dra. Ana Paula Peron pela sabedoria com que me guiaram nesta caminhada.

À Profa. Dra. Flávia Vieira e ao Prof. Dr. Rafael Porto Ineu por dedicarem seu tempo a me ensinar e por cederem espaço e materiais para realização de análises laboratoriais.

Aos meus parceiros de laboratório, Letícia Scala Frâncica, Éderson Vecchietti, Leonardo Borges C. Correia, João Victor Nicola e Ana Caroline Zago, por todo auxílio, companheirismo e amizade.

À Eliane Vogel, minha colega e amiga, por todo apoio e por compartilhar comigo os mais diversos momentos do mestrado.

Enfim, agradeço a todos que por algum motivo contribuíram para a realização desta pesquisa.

RESUMO

ALTMeyer MENDES, Sabrina. **Avaliação da toxicidade dos Rios do Campo e Km 119 no município de Campo Mourão-PR, sob influência de atividades antrópicas.** 2019. 92 folhas. Dissertação (Mestrado em Inovações Tecnológicas) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão-PR.

Os corpos d'água superficiais são os mais utilizados nas diferentes atividades desenvolvidas em uma região, principalmente por serem de fácil extração. As atividades antrópicas se diversificam cada vez mais, aumentando o número de usos pretendidos para a água e, de forma concentrada ou dispersa, elas têm sido a maior degradante das águas superficiais. É através do lançamento de efluentes, da drenagem de águas pluviais e do escoamento superficial em áreas agrícolas e urbanas que diversos compostos químicos adentram os recursos hídricos receptores e poluem o meio. No município de Campo Mourão – PR, existem dois principais corpos hídricos, utilizados para diferentes finalidades: o Rio do Campo e o Rio Km 119. As áreas do entorno destes rios são ocupadas pela agricultura principalmente, pela urbanização e por indústrias, o que contribui para a vulnerabilidade do meio. Tendo em vista as atividades desenvolvidas ao redor destes corpos hídricos e considerando a importância de ambos para o município de Campo Mourão – PR, o presente estudo teve como objetivos avaliar a contaminação destas águas por meio de análises físico-químicas e dos bioensaios ecotoxicológicos *Allium cepa*, *Lactuca sativa* e *Artemia salina*. Para a realização do estudo, foram delimitados oito pontos de amostragem distribuídos entre os mananciais Rio do Campo e Rio Km 119 e dois períodos de coleta de água, sendo a primeira efetuada em período de seca e a segunda em período de chuva. As análises físico-químicas demonstram que o fosfato é o composto mais persistente no meio. Também, os parâmetros cor, turbidez e nitrogênio amoniacal apresentaram concentrações que ultrapassam os valores máximos permitidos pela norma vigente, estando estes relacionados com a presença de sólidos dissolvidos advindos de ações antrópicas como o lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais. Pela análise de toxicidade, os pontos amostrados, localizados próximo de áreas antropizadas, apresentaram citotoxicidade às células meristemáticas de raízes de *A. cepa*. Entretanto, as amostras de água dos rios não apresentaram potencial genotóxico. Na avaliação da fitotoxicidade das águas, através da análise do percentual de germinação de sementes de *L. sativa*, apenas o ponto P6 no período de seca apresentou potencial fitotóxico. Com relação aos resultados obtidos com *A. salina*, as águas dos pontos amostrados foram muito tóxicas aos náuplios desses microcrustáceos, sendo que os pontos P2, P4, P6, e P8, no período de chuva, causaram mortalidade de 60% das larvas, enquanto que para o período de seca, esse índice aumentou em ao menos 20%. Tendo em vista os resultados obtidos, e objetivando a conservação e melhoria da qualidade das águas do Rio do Campo e do Rio Km 119, de forma a atender os usos múltiplos destes recursos, recomenda-se a aplicação de técnicas de biorremediação como a fitorremediação com jardins flutuantes, utilizando-se da macrófita *Pontederia parviflora* Alexander.

Palavras-chave: Qualidade de águas superficiais. Contaminação. *Allium cepa*. *Lactuca sativa*. *Artemia salina* Leach.

ABSTRACT

ALTMAYER MENDES, Sabrina. **Toxicity evaluation of the Campo River and the Km 119 River in the city of Campo Mourão-PR, Brazil, under influence of anthropogenic activities.** 2019. 92 pages. Dissertation (Master in Technological Innovations) - Federal Technology University of Paraná. Campo Mourão-PR.

The surface water bodies are the most used in different activities that are developed in a region, mainly because they are easy to extract. Anthropogenic activities have been diversifying more, rising the number of intended uses for water and, in a concentrated or dispersed way, they cause the greater degradation of the surface water. Through the discharge of effluents, drainage of rainwater and runoff in agricultural and urban areas, various chemical compounds enter the receiving water resources, polluting the environment and causing problems related to the health and well-being of humans and different organisms that inhabit or make use of these resources. Therefore, it is necessary to preserve the quality of the water sources and not to contaminate the small amount of surface fresh water that is still available. In the municipality of Campo Mourão - PR, there are two main water bodies that are used for different purposes: the Campo River and the Km 119 River. The areas around these rivers are occupied mainly by agriculture, urbanization and industries, which has contributed to the vulnerability of the environment and the public supply system. Considering these activities developed around these water bodies and the importance of both for the municipality of Campo Mourão - PR, the present study aims to evaluate the contamination of the water by physical - chemical analysis and by ecotoxicological bioassays such as *Allium cepa*, *Lactuca sativa* and *Artemia salina*. The physical-chemical analysis showed that phosphate is the most persistent compound in the evaluated ecosystem. In addition, the parameters color, turbidity and ammonia nitrogen presented concentrations that exceeded the maximum values allowed by the current law. These parameters are associated with the presence of dissolved solids from antropic actions, such as domestic and industrial sewage release. Through the toxicity analysis, the sampled points situated near the anthropized areas had presented citotoxicity to the meristematic cells of *A. cepa* roots. However, the rivers water samples did not show genotoxic characteristics. The germination percentage analysis of *L. sativa* seeds, made to evaluate water bodies phytotoxicity, showed that only the point P6 had phytotoxic potential. Regarding the obtained results by *A. salina* test, the water of the sampled points were very toxic to the larvae of these microcrustaceans: the sampled points P2, P4, P6 and P8 of the rain period induced the mortality of 60% of the larvae. In the dry period, this index has grown at least 20%. Because of the study results and aiming the conservation and improvement of the water quality of the Campo River and the Km 119 River, the use of bioremediation techniques, phytoremediation with floating gardens with *Pontederia parviflora* Alexander more especifically, are recomendado to meet the multiple uses of these resources.

Keywords: Quality of superficial water bodies. Contamination. *Allium cepa*. *Lactuca sativa*. *Artemia salina* Leach.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização de Campo Mourão – PR nas Bacias Hidrográficas do Rio Ivaí e do Rio Piquiri	16
Figura 2 – Localização do Rio Km 119 e do Rio do Campo no município de Campo Mourão – PR	17
Figura 3 – Qualidade das águas e uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica ...	19
Figura 4 – Compostos presentes nas águas superficiais.....	20
Figura 5 – Fases da divisão celular em <i>Allium cepa</i>. (A) Interfase normal; (B) Prófase normal; (C) Metáfase normal; (D) Anáfase normal; (E) Telófase normal	28
Figura 6 – Aberrações cromossômicas encontradas em células meristemáticas de <i>Allium cepa</i>. (A) Broto nuclear; (B) Prófase poliplóide; (C) Célula binucleada; (D) C-metáfase; (E) Metáfase com quebra cromossômica; (F-G) Aderências cromossômicas; (H) Metáfase com perda cromossômica; (I) Metáfase poliplóide; (J) Anáfase com ponte cromossômica; (K) Anáfase multipolar; (L) Anáfase com perda cromossômica; (M) Anáfase com quebra cromossômica; (N) Anáfase poliplóide; (O) Telófase com perda cromossômica; (P) Telófase com ponte; (Q) Telófase com atraso; (R) Núcleo lobulado; (S-T) Micronúcleo	28
Figura 7 – Detalhes dos estágios de desenvolvimento do microcrustáceo <i>Artemia salina</i>. (A) Cistos; (B-C) náuplios; (D) adulto	32
Figura 8 – Pontos de coleta de amostras de água no Rio do Campo e no Rio Km 119	34

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1 – Parâmetros físicos de análise da qualidade da água	23
Quadro 2 – Parâmetros químicos de análise da qualidade da água	23
Quadro 3 – Pontos de coleta de amostras de água	35
Quadro 4 – Concentrações preparadas para teste em <i>Artemia salina</i>	39
Tabela 1 – Análises físico-químicas realizadas em amostras de água de oito pontos de coleta divididos entre o Rio do Campo e o Rio Km 119 em Campo Mourão – PR, Brasil, em diferentes meses do ano de 2018.....	42
Tabela 2 – Índices mitóticos observados em tecidos meristemáticos de raízes de <i>Allium cepa</i> expostos, nos tempos de exposição 0 (controle negativo), 24 e 48 horas, às amostras de água do Rio do Campo e do Rio Km 119.....	47
Tabela 3 – Valor médio e desvio padrão do Índice de Alterações Cromossômicas (IAC) observados em células meristemáticas de <i>Allium cepa</i>.....	48
Tabela 4 – Porcentagem de germinação de sementes observado no teste <i>Lactuca sativa</i> de avaliação da fitotoxicidade da água do Rio do Campo e do Rio Km 119, nos tempos de exposição 24 e 48 horas	50
Tabela 5 – Comprimento das radículas e Índice de Crescimento Relativo (ICR) observado no teste <i>L. sativa</i> de avaliação da fitotoxicidade da água do Rio do Campo e do Rio Km 119	52

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1. Águas Superficiais no Brasil	13
2.2. Águas Superficiais no Município de Campo Mourão, Paraná, Brasil.	14
2.3. Poluentes e Qualidade de Águas Superficiais.....	18
2.4. Análises Físico-Químicas da Água.....	22
2.5. Bioensaios para Avaliação de Citogenotoxicidade e Fitotoxicidade.....	26
2.5.1. Teste em meristemas de raízes de <i>Allium cepa</i> L.	27
2.5.2. Teste <i>Lactuca sativa</i> L.	29
2.5.3. Teste <i>Artemia salina</i> Leach.....	31
3. MATERIAL E MÉTODOS	33
3.1. Delimitação de Pontos para Coleta de Amostras de Água do Rio do Campo e do Rio Km 119.....	33
3.2. Períodos de Coleta e Obtenção de Amostras de Água do Rio do Campo e do Rio Km 119	36
3.3. Análises Físico-Químicas	36
3.4. Teste <i>Allium cepa</i> L. de Avaliação da Citogenotoxicidade da Água do Rio do Campo e do Rio Km 119.....	37
3.5. Teste <i>Lactuca sativa</i> L. de Avaliação da Fitotoxicidade da Água do Rio do Campo e do Rio Km 119	38
3.6. Teste de Letalidade com <i>Artemia salina</i> Leach para Averiguar a Toxicidade do Rio do Campo e do Rio Km 119	39
3.7. Análises Estatísticas	40
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1. Análises Físico-Químicas	41
4.2. Bioensaios de Citotoxicidade, Genotoxicidade e Fitotoxicidade	45
4.2.1. Resultados em <i>A. cepa</i>	45
4.2.2. Resultados em <i>L. sativa</i>	49
4.2.3. Resultados em <i>A. salina</i>	53
4.3. Proposição para Gestão dos Recursos Hídricos	53
5. CONCLUSÃO	57

REFERÊNCIAS	59
APÊNDICES	67
APÊNDICE I – Fotografias dos pontos de coleta de água do Rio do Campo e do Rio Km 119 em outubro de 2018 (coleta 1, período de seca)	68
APÊNDICE II – Fotografias dos pontos de coleta de água do Rio do Campo e do Rio Km 119 em dezembro de 2018 (coleta 2, período de chuvas).....	78
APÊNDICE III – Fotografias das observações em microscópio das fases de divisão celular do teste <i>Allium cepa</i>	90

1. INTRODUÇÃO

As águas doces superficiais são as de extração mais fácil e são muito importantes para o desenvolvimento de uma região. As atividades humanas, cada dia mais diversas, em conjunto com o crescimento demográfico, exigem uma maior atenção às necessidades de uso de água para diversas finalidades, como por exemplo: para o abastecimento humano, abastecimento industrial, irrigação da agricultura, dessedentação de animais, preservação do meio ambiente e outros (MANCUSO e SANTOS, 2013). Dessa forma, ressalta-se a importância de se preservar a qualidade dos corpos hídricos, buscando a não contaminação da pequena parcela de água doce superficial disponível.

A questão da qualidade das águas ganhou evidência com a sanção da Lei Federal nº 9.433/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos que trata das condições ambientais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (OLIVEIRA *et al.*, 2010). A ação antrópica, de forma concentrada ou dispersa, tem sido a maior degradante das águas superficiais. Pois, é através de lançamento de efluentes domésticos e industriais, de drenagem de águas urbanas e pluviais, e por meio da aplicação de defensivos agrícolas nos solos que diversos compostos têm sido introduzidos nas águas superficiais, afetando sua qualidade (VON SPERLING, 2017). Estes componentes que adentram os mananciais se constituem como poluentes, pois são capazes de ocasionar alterações prejudiciais ao meio aquático. A poluição pode ocorrer de forma pontual, que se manifesta de forma concentrada no espaço, ou difusa, a qual é distribuída ao longo da extensão do corpo hídrico (LIBÂNIO, 2010).

Diferentes compostos presentes nas águas formam uma mistura complexa de contaminantes, capazes de causar problemas à saúde e ao bem-estar dos humanos e de diferentes organismos que habitam ou fazem uso destes recursos. Estes problemas estão relacionados com danos ao DNA dos organismos, ao desenvolvimento de efeitos citotóxicos, genotóxicos e até mesmo de câncer aos usuários de águas contaminadas (BATISTA *et al.*, 2016).

A produção e o lançamento contínuos de poluentes em ambientes aquáticos fazem com que o monitoramento e o controle da poluição se tornem de extrema importância para a conservação da qualidade das águas. A avaliação da contaminação de corpos hídricos pode ser realizada por meio de diferentes análises e testes e a escolha destes depende dos usos pretendidos destas águas e do que se procura investigar.

No município de Campo Mourão – PR, existem dois principais recursos hídricos que são utilizados para diferentes finalidades: o Rio do Campo e o Rio Km 119. O primeiro contribui com 80% da água destinada ao abastecimento público da cidade, além de ser usado para a dessedentação de animais e para a diluição de efluentes. O segundo é utilizado principalmente para irrigação de áreas agrícolas. Na sub-bacia do Rio do Campo, 74% da área é ocupada pela agricultura (soja, milho e trigo), a vegetação ocupa aproximadamente 18%, a área urbana 7%, e as pastagens ocupam menos de 0,5% da área (SILVA e GASPARETTO, 2016). Além disso, foi constatado que a população vem crescendo de forma desordenada próximo ao Rio do Campo e ao Rio Km 119, agravando a degradação destes corpos hídricos (SILVA, 2015; SILVA, 2016).

Tendo em vista estas atividades desenvolvidas ao redor dos corpos hídricos Rio do Campo e Rio Km 119 e considerando a importância de ambos para o município de Campo Mourão – PR, o presente estudo teve como objetivo geral avaliar a contaminação destes rios e propor meios de remediar o problema encontrado.

Para atingir o objetivo geral, foram delimitados os seguintes objetivos específicos:

1. Definir, através de levantamento de informações, visitas *in loco* e por relevância socioeconômica, os pontos de coleta de amostras de água do Rio do Campo e do Rio Km 119;
2. Realizar análises físico-químicas das amostras de água coletadas;
3. Avaliar o potencial de citotoxicidade, de genotoxicidade e de fitotoxicidade das amostras de água coletadas através de bioensaios em meristemas de raízes de *Allium cepa L.*, em sementes de *Lactuca sativa L.* e com microcrustáceo *Artemia salina Leach*;
4. Propor técnicas de biorremediação e de gestão dos recursos hídricos através dos resultados obtidos.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Águas Superficiais no Brasil

As águas superficiais são aquelas que se acumulam na superfície do solo, escoam e originam os rios, riachos, córregos e lagoas. O Brasil é um dos países com maior disponibilidade de água doce do mundo. Contudo, os mananciais estão distribuídos desigualmente no território brasileiro e esse fator somado aos usos da água por diferentes atividades econômicas nas bacias hidrográficas geram problemas de qualidade de água e geram áreas de conflito (ANA, 2017).

Em média, cerca de 260.000 m³/s de água superficial escoam pelo Brasil. Entretanto, 80% desta água superficial se encontra na Região Hidrográfica Amazônica, a qual possui baixa densidade demográfica e pouca demanda por uso de água. Estima-se que a disponibilidade hídrica superficial, ou a quantidade de água disponível aos mais diversos usos, no Brasil seja de aproximadamente 78.600 m³/s, o equivalente a 30% da vazão média (ANA, 2017).

De acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de águas superficiais, as águas podem ser doces, salobras e salinas. Ademais, as águas doces podem ser classificadas em:

1. Classe especial: águas destinadas ao abastecimento humano após desinfecção, à preservação do equilíbrio natural de comunidades aquáticas e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

2. Classe I: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

3. Classe II: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto e à aquicultura e à atividade de pesca.

4. Classe III: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado, à irrigação de culturas arbóreas,

cerealíferas e forrageiras, à pesca amadora, à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais.

5. Classe IV: águas que podem ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística.

Para serem enquadradas nestas classes, as águas doces superficiais devem atender aos padrões de qualidade determinados na Resolução CONAMA nº 357/2005. Por meio destes padrões, são estabelecidos limites individuais para cada substância em cada classe.

No estado do Paraná, o enquadramento dos recursos hídricos é dado pelas Portarias da Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente – SUREHMA. Cita-se a Portaria SUREHMA nº 019/92 que enquadra todos cursos d'água da Bacia Hidrográfica do Rio Ivaí em classe II e nomeia alguns mananciais como Classe I. Da mesma maneira ocorre com a Bacia Hidrográfica do Rio Piquiri, por meio da Portaria SUREHMA nº 017/91.

Contudo, a qualidade de um corpo hídrico pode ser alterada através das atividades de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, podendo inclusive alterar a classe à qual este manancial foi enquadrado. De norte a sul do país, existem estudos que relatam sobre a degradação dos recursos hídricos brasileiros. As análises auxiliam no entendimento da interferência dos usos do solo na qualidade das águas de uma bacia hidrográfica, onde as áreas com maior influência antrópica apresentam rios com maior grau de poluição e degradação ambiental (FONSECA *et al.*, 2010; PONTES *et al.*, 2012; SOUZA e GASTALDINI, 2014).

Estudos realizados no estado do Paraná também demonstram como áreas com maior ocupação urbana, agrícola e industrial afetam de forma considerável a qualidade de mananciais. Foi verificado no município de Maringá – PR que a sub-bacia do córrego Mandacaru apresenta grandes problemas de degradação, como leito escavado e margens desestabilizadas, causada pela urbanização (SCHNEIDER *et al.*, 2011). Também, estudos realizados para avaliar a qualidade da água do ribeirão dos Müller em Curitiba – PR concluíram que este possui alto grau de contaminação, que advém principalmente de esgotos domésticos (BREGUNCE *et al.*, 2011). Assim sendo, destaca-se a importância da realização de pesquisas de avaliação da qualidade de recursos hídricos superficiais visando a preservação do meio ambiente e garantindo o uso múltiplo das águas.

2.2. Águas Superficiais no Município de Campo Mourão, Paraná, Brasil.

O município de Campo Mourão, localizado no Centro Ocidental Paranaense, está inserido nas Bacias Hidrográficas do rio Piquiri e do rio Ivaí (Figura 1), sendo que a Bacia do

Ivaí cobre mais de 90% do município. Além disso, dentro do município é possível distinguir seis sub-bacias hidrográficas: do Rio Mourão, do Rio do Campo, do Rio Claro, do Rio Goioerê, do Rio Arurão e do Rio das Lontras (PMSB, 2018).

De acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB (2018), dentre a malha hidrográfica que compõe a cidade, o Rio Km 119 e o Rio do Campo são dois dos mais importantes corpos hídricos que passam por Campo Mourão, pois estes possuem condicionantes físico-naturais à expansão urbana que orientam por décadas o crescimento da cidade entre estes dois corpos hídricos. Conforme o Plano Municipal de Drenagem de Águas Pluviais (2018), estes dois rios correm de forma praticamente paralela ao eixo da linha de cumeada que divide a área urbana do município em duas partes aproximadamente iguais. Com isso, o escoamento superficial da área urbana é dividido entre o Rio do Campo e o Rio Km 119, sendo que os dois juntos são responsáveis em receber 95,51% de todo volume escoado. A Figura 2 mostra a localização dos rios no ambiente urbano.

O Rio do Campo é responsável pelo abastecimento de 67,70% da população do município e, de acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB de Campo Mourão (2018), existem três principais fatores que contribuem com a vulnerabilidade do sistema de abastecimento público, os quais são: predomínio da agricultura intensiva na bacia hidrográfica; a localização da área urbana do distrito de Piquirivaí em área de nascente do Rio do Campo; e a localização do Parque Industrial próximo à unidade de captação de água.

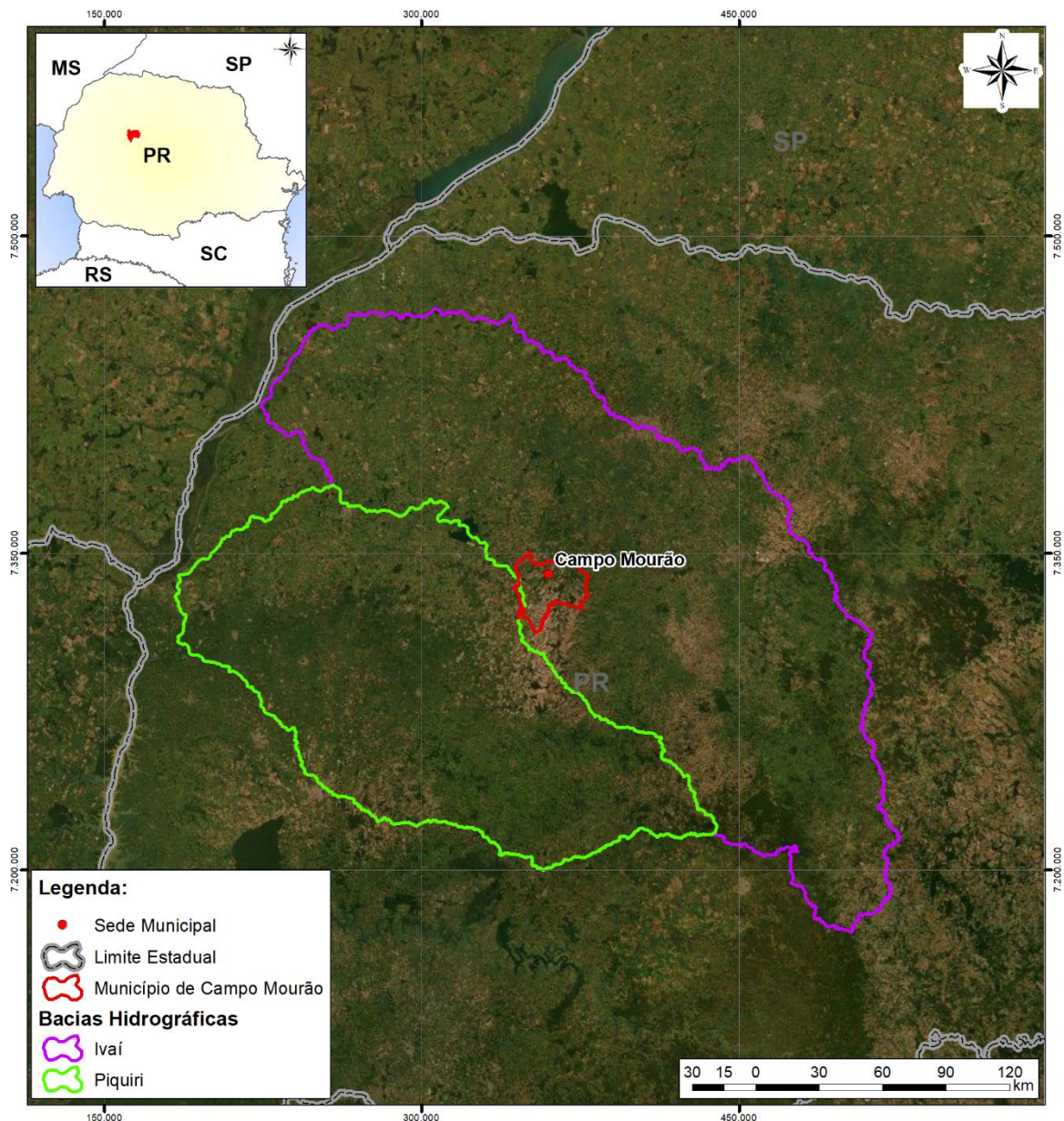
A região das nascentes do Rio Km 119 está situada a poucos quilômetros de distância da área urbanizada, por onde percorre quase toda sua extensão de 16,43 km. Seus principais afluentes são os mananciais Água do Quati e Água das Cruzinhas, ambos situados em área rural. A bacia hidrográfica do Rio Km 119 ocupa uma área de 3.301 hectares e pertence à bacia hidrográfica do Rio Mourão, afluente do Rio Ivaí (PAVESI, 2010).

O Rio Km 119 atravessa, em sua margem direita, toda a área urbana do município e interage com a população ao longo do percurso. Já em sua margem esquerda, as atividades agrícolas são predominantes no uso e na ocupação do solo (SOUZA, 2009). Além disso, a proximidade existente entre a população e o curso do rio vem acarretando impactos negativos ao meio aquático. Estes são causados pelos lançamentos indevidos de poluentes, que ocorrem de forma direta pelo despejo realizado pelas pessoas, e de forma indireta através do escoamento superficial que carrega consigo diversos resíduos sólidos, sedimentos e produtos químicos usados na agricultura (BORSATO, 2009).

No período que compreende os anos de 1972 a 2006, a vegetação ciliar do Rio Km 119 diminui consideravelmente em alguns pontos e praticamente desapareceu em outros,

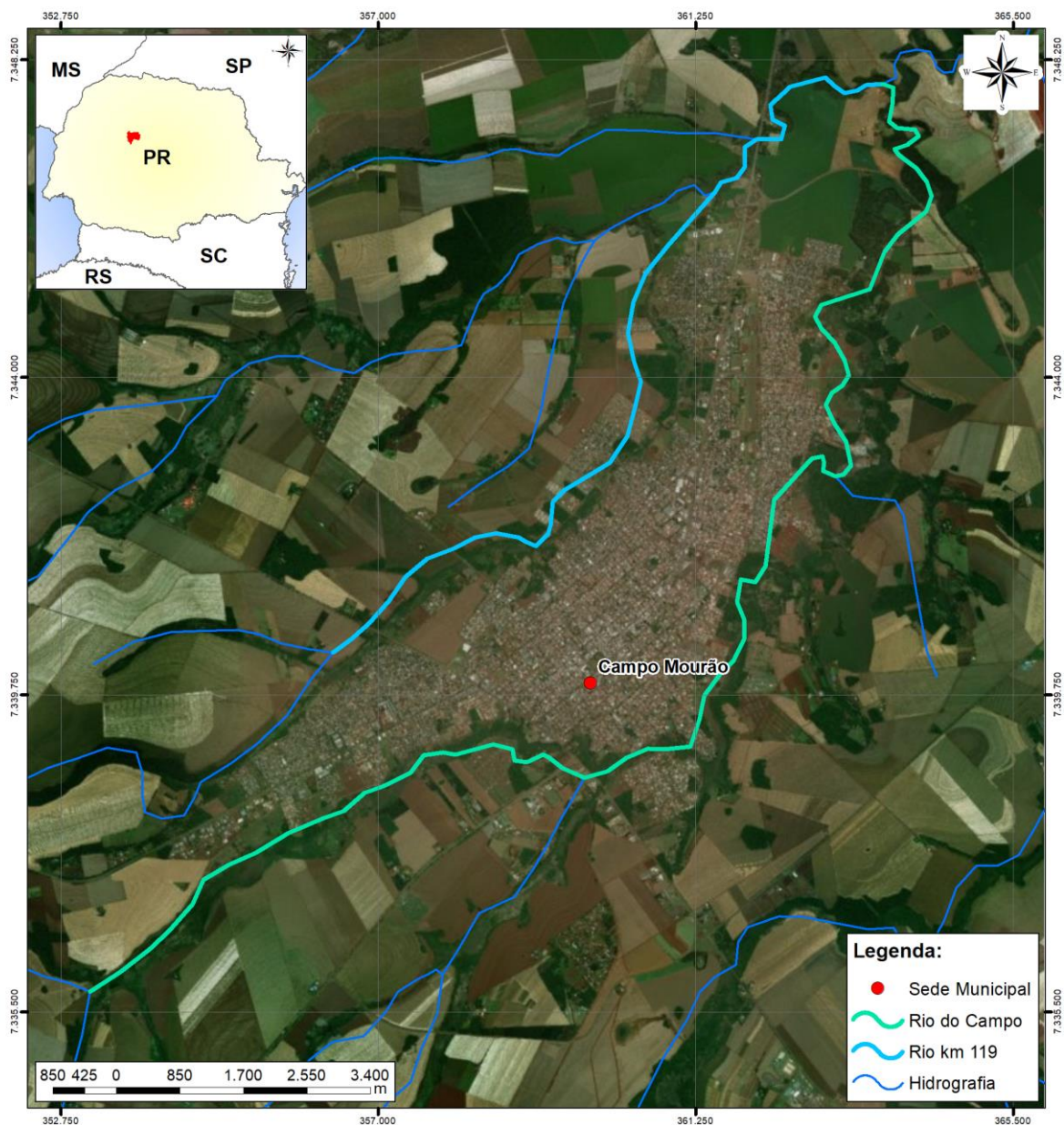
resultado dos processos de urbanização e desenvolvimento das atividades agrícolas (BORSATO, 2009). Dentro do perímetro urbano, a vegetação ciliar foi reduzida a pequenos fragmentos, sendo que a maior parte da faixa marginal do rio se encontra desprovida de cobertura vegetal. Além disso, estudos mostram que em Área de Preservação Permanente, o Rio Km 119 não possui os 30 metros de mata ciliar previsto na Lei Federal nº 12.651/2012 (Novo Código Florestal), o que o torna mais suscetível aos processos erosivos (MACHADO, 2015).

Figura 1 – Localização de Campo Mourão – PR nas Bacias Hidrográficas do Rio Ivaí e do Rio Piquiri



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Figura 2 – Localização do Rio Km 119 e do Rio do Campo no município de Campo Mourão – PR



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Também, foi verificado que nas últimas décadas, a ocupação desordenada na Bacia Hidrográfica do Rio do Campo tem contribuído com a contaminação da água e do solo e com a degradação da fauna e da flora por meio de atividades da agricultura, da urbanização, de indústrias, estradas rurais mal mantidas, pelas estações de tratamento e lançamento de efluentes, e abastecimento de água pelas estações de tratamento de água do Campo e Km 119 (CARVALHO *et al.*, 2015).

Na região conhecida como Lar Paraná, situada na margem direita do Rio Km 119, encontra-se a comunidade São Francisco de Assis que ocupa de forma irregular uma Área de

Preservação Permanente (APP) há mais de 20 anos, contribuindo dessa forma para a degradação deste corpo d'água. No ano de 2008, 113 famílias foram realocadas para outra localidade. Contudo, permanecem no local cerca de 38 famílias (PAVESI, 2010).

Estas diversas atividades causam a degradação e a alteração da qualidade ambiental, gerando assim a poluição e a contaminação dos rios, podendo prejudicar a saúde, a segurança e o bem-estar da população, criar condições adversas às atividades sociais e econômicas, afetar a biota de forma desfavorável, lançar matérias e efluentes em desacordo com padrões ambientais estabelecidos e afetar as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente (VON SPERLING, 2017).

2.3. Poluentes e Qualidade de Águas Superficiais

A poluição das águas é caracterizada como a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, causem alteração na natureza do corpo hídrico de forma que prejudique os usos legítimos que dele são realizados (VON SPERLING, 2017). Além disso, a poluição indica a ocorrência de alterações prejudiciais ao meio aquático e quando estas mudanças colocam em risco a saúde dos organismos vivos ou do ser humano que faz uso dessa água, a poluição passa a ser denominada de contaminação (LIBÂNIO, 2010).

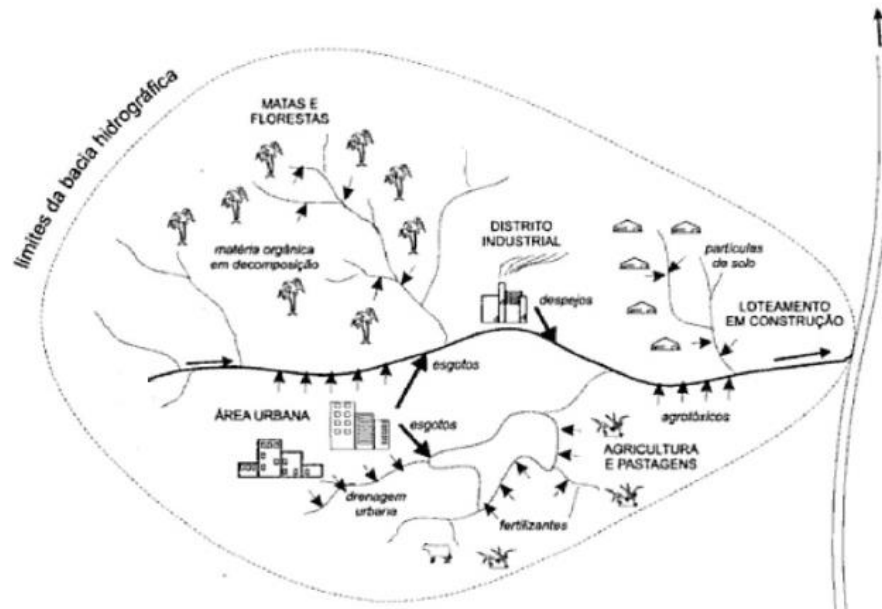
Atividades do ramo industrial e o uso intensivo de recursos naturais pela agricultura e pecuária lançam uma extensa variedade de poluentes no meio ambiente, os quais atingem águas superficiais através de lançamentos de efluentes, escoamentos superficiais que carregam compostos orgânicos e metais pesados, e deposição atmosférica (BIRUK *et al.*, 2017). Os contaminantes solúveis e hidrofóbicos podem ser persistentes e manter suas características químicas e físicas enquanto são transportados e distribuídos nas águas (BIRUK *et al.*, 2017; CAPPI DA COSTA *et al.*, 2011).

Estes poluentes não degradáveis se acumulam em diferentes compartimentos ou sofrem transformações que resultam em compostos de maior ou menor biodisponibilidade, alterando assim a qualidade das águas (BIRUK *et al.*, 2017). Muitos destes compostos químicos que atingem águas superficiais são tóxicos, genotóxicos ou carcinogênicos e eles se tornam parte de uma mistura complexa que pode resultar em efeitos diversos nos seres humanos que utilizam estas águas e na biota em geral (CAPPI DA COSTA *et al.*, 2011).

Fontes pontuais e difusas de poluição podem modificar substancialmente as características de um corpo d'água e até inviabilizar seu uso (CAMPANHA *et al.*, 2010). A

Figura 3 apresenta exemplos de inter-relações entre o uso e a ocupação do solo e a geração de pontos capazes de alterar a qualidade da água de rios.

Figura 3 – Qualidade das águas e uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica



Fonte: Von Sperling (2017).

A ocupação da bacia por áreas urbanas e distritos industriais geram esgotos e despejos, que são lançados após tratamento ou *in natura*, estando em desacordo com a legislação vigente, em um corpo hídrico receptor. Também, as áreas de agricultura e pecuária fazem uso de contaminantes como agrotóxicos e fertilizantes que pela ação da água da chuva atingem as águas superficiais, alterando a qualidade das mesmas.

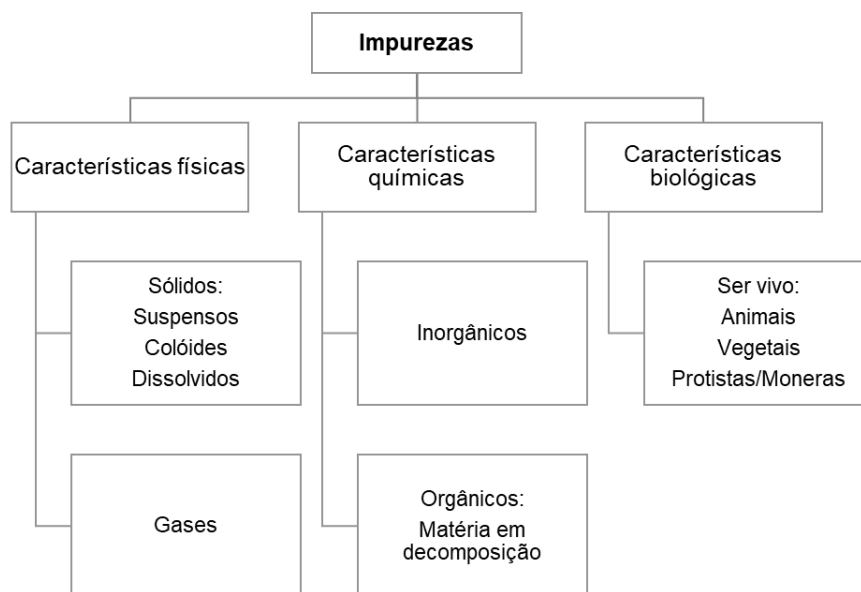
Os inúmeros componentes presentes nas águas, e que transformam o seu grau de pureza, podem ser expressos em termos de suas características físicas, químicas e biológicas, conforme apresenta a Figura 4.

Todos contaminantes de água, com exceção de gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos, os quais podem ser classificados de acordo com suas características físicas (tamanho e estado) ou químicas (matéria orgânica e matéria inorgânica ou mineral). Já as características biológicas assumem grande importância na avaliação da qualidade de corpos hídricos, pois se relacionam com a presença de seres em determinados ambientes, seu papel em processos de depuração de efluentes e também se associam com doenças de veiculação hídrica.

Conforme Reza e Singh (2010), os rios desempenham um papel importante em assimilar e transportar efluentes municipais, efluentes industriais e escoamentos superficiais da agricultura. As águas que recebem tais compostos muitas vezes são as mesmas utilizadas no

atendimento de necessidades da população, em atividades econômicas (agrícolas e industriais) e sociais. Quando há alteração da qualidade dos corpos hídricos, os diversos empregos da água podem ficar comprometidos pelo fato de esta apresentar compostos químicos ou parâmetros em desacordo com a legislação para o uso pretendido (SOUZA *et al.*, 2014).

Figura 4 – Compostos presentes nas águas superficiais



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2017).

Atualmente, no Brasil não existe uma caracterização geral do estado dos corpos d'água em termos de seus aspectos socioeconômicos, biológicos e físicos, tampouco um inventário nacional das cargas poluidoras industriais e populacionais, com registro de sua localização e dos poluentes por elas gerados (SILVA, 2015). Assim, um diagnóstico ambiental e o manejo para adequação ambiental de áreas de interesse socioeconômico, nunca antes estudadas, se tornam uma inovação a ser realizada nos Rios do Campo e Km 119 em Campo Mourão – PR. A inovação, conforme o Manual de Oslo (1997), é a introdução de um bem ou serviço novo, ou que tenha sido melhorado de forma significativa, ou um processo, ou um novo método de marketing, dentre outros.

Dessa forma, o diagnóstico ambiental de águas desses afluentes se torna uma inovação de processo onde se tem o uso de técnicas diferenciadas para avaliação da qualidade e potenciais tóxicos dos mesmos. Os resultados obtidos serão a base para o conhecimento e o exame da situação ambiental que tem por objetivo traçar linhas de ação e tomar decisões que venham a prevenir, controlar e corrigir problemas nestes ambientes.

As análises de águas dos rios se fazem muito importantes no processo integrante da

avaliação da poluição de corpos hídricos. Para caracterizar e avaliar a contaminação da água, são determinados parâmetros físicos, químicos e biológicos, que servem como indicadores de qualidade e que se constituem em não conformidade quando alcançam valores acima daqueles estabelecidos em normas, leis ou padrões (SILVA, 2015).

Para avaliar a qualidade de um determinado corpo d'água e para verificar se este apresenta condições satisfatórias para assegurar os seus usos potenciais, conforme classificação da Resolução CONAMA nº 357/2005, é necessário efetuar a caracterização físico-química da água. Os parâmetros físicos usualmente utilizados são: condutividade elétrica, cor, temperatura e turbidez; os químicos compreendem: demanda biológica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), cloreto, fluoreto, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo, pH, sólidos dissolvidos, sulfato, surfactantes e os metais (OLIVEIRA *et al.*, 2010).

O monitoramento de perigos potenciais de contaminações químicas associados a fontes de água é realizado com foco em análises físico-químicas convencionais. Entretanto, estes corpos hídricos podem conter micropoluentes desconhecidos ou não detectados e que podem estar biologicamente ativos em concentrações traço. Este potencial de toxicidade causado pela interação da mistura de diversos contaminantes em águas só pode ser avaliado por meio de testes de efeito biológico (HEMACHANDRA e PATHIRATNE, 2017).

A realização frequente de análises físico-químicas são uma importante medida de controle da qualidade das águas, contribuindo para o controle ambiental e gestão dos recursos hídricos de forma a impedir que problemas decorrentes da poluição dos corpos hídricos venham a comprometer seu aproveitamento múltiplo e integrado, colaborando também na minimização dos impactos negativos do meio ambiente (SANTOS e MOHR, 2013).

Contribuindo com as análises físico-químicas, os testes de ecotoxicologia se fazem importantes na compreensão da toxicidade das substâncias químicas sobre o ecossistema e também potencializam a avaliação de estressores atuantes nestes meios (SISINNO e OLIVEIRA-FILHO, 2013; SILVA *et al.*, 2015). A ecotoxicologia estuda os efeitos de substâncias químicas sobre os organismos vivos e a interação destes com seu habitat, podendo a resposta ser aguda ou crônica. Na exposição aguda, os organismos ficam expostos ao composto químico em um evento único ou em eventos múltiplos que ocorrem em curto prazo, variando de horas a dias. Na exposição crônica, geralmente os organismos ficam em contato com baixas concentrações do agente contaminante, o qual é liberado de forma contínua ou com alguma periodicidade por um longo período de tempo, variando de semanas a meses ou anos. Os estudos são feitos através da aplicação de bioensaios que utilizam de bioindicadores para

avaliar os danos causados a estes organismos (SILVA *et al.*, 2015).

2.4. Análises Físico-Químicas da Água

Para realizar uma gestão adequada dos recursos hídricos é necessário haver o monitoramento da qualidade das águas, que tem por objetivo diagnosticar mudanças ocasionadas por ações antrópicas ou naturais, no uso e na ocupação do solo, por meio da caracterização dos aspectos físicos e químicos das águas (MARMONTEL e RODRIGUES, 2014).

Os diversos componentes presentes na água e que alteram seu grau de pureza podem ser apresentados em termos de suas características físicas, químicas e biológicas, as quais podem ser descritas na forma de parâmetros de qualidade da água. As características físicas expressam as impurezas enfocadas do ponto de vista físico e estão associadas aos sólidos (em suspensão, coloidais ou dissolvidos) presentes nos mananciais. As características químicas são representadas pelas matérias orgânicas e inorgânicas e as características biológicas se constituem dos seres vivos ou mortos que estão presentes nas águas (VON SPERLING, 2017).

Os Quadros 1 e 2 apresentam os principais parâmetros físicos e químicos investigados em análise da qualidade de água de corpos hídricos.

Quadro 1 – Parâmetros físicos de análise da qualidade da água

Parâmetros Físicos				
Parâmetro e conceito	Forma do constituinte responsável	Origem natural	Origem antropogênica	Importância
Cor: responsável pela coloração da água	Sólidos dissolvidos	Decomposição da matéria orgânica, ferro e manganês	Resíduos industriais (tinturarias, tecelagem, produção de papel) e esgotos domésticos	A coloração da água contendo matéria orgânica dissolvida pode gerar produtos cancerígenos. A cor originada por ação antrópica pode apresentar toxicidade
Turbidez: representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água	Sólidos em suspensão	Partículas de rocha, argila e silte, algas e outros microorganismos	Despejos domésticos, efluentes industriais, microorganismos e erosão	A turbidez originada pela ação antrópica pode estar associada à compostos tóxicos e organismos patogênicos
Temperatura: medição da intensidade de calor		Transferência de calor por radiação, condução e convecção (atmosfera e solo)	Águas de torres de resfriamento e despejos industriais	Elevações da temperatura aumentam a taxa das reações físicas, químicas e biológicas, diminuem a solubilidade dos gases, aumentam a taxa de transferência de gases podendo gerar mau cheiro no caso de gases com odores desagradáveis

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2017).

Quadro 2 – Parâmetros químicos de análise da qualidade da água

Parâmetros Químicos				
Parâmetro e conceito	Forma do constituinte responsável	Origem natural	Origem antropogênica	Importância
pH: potencial hidrogeniônico, representa a concentração de íons hidrogênio H^+ , dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade	Sólidos dissolvidos, gases dissolvidos	Dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, fotossíntese	Despejos domésticos (oxidação da matéria orgânica) e despejos industriais	Valores de pH afastados da neutralidade podem afetar a vida aquática e microorganismos responsáveis por tratamento biológico de esgotos
Ferro e manganês: estão presentes na forma insolúvel (Fe^{3+} e Mn^{4+}) numa grande quantidade de tipos de solos	Sólidos em suspensão ou dissolvidos	Dissolução de compostos do solo	Despejos industriais	Em pequenas concentrações causam problemas de cor na água e, em certas concentrações, podem causar sabor e odor

Quadro 2 – Parâmetros químicos de análise da qualidade da água (continuação)

Parâmetros Químicos				
Parâmetro e conceito	Forma do constituinte responsável	Origem natural	Origem antropogênica	Importância
Nitrogênio: no meio aquático pode ser encontrado na forma de nitrogênio molecular (N_2 , escapando para a atmosfera), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia (livre NH_3 e ionizada NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-)	Sólidos em suspensão e dissolvidos	Constituinte de proteínas e vários outros compostos biológicos. Nitrogênio de composição celular de microorganismos	Despejos domésticos, efluentes industriais, excrementos de animais, fertilizantes	É um elemento indispensável para o crescimento de algas. Em elevadas concentrações causa eutrofização em mananciais lânticos. Há consumo de oxigênio dissolvido do meio nos processos bioquímicos de conversão da amônia para nitrito e deste para nitrato, o nitrogênio, podendo afetar a vida aquática. Na forma de amônia livre, o N é diretamente tóxico aos peixes. Em um corpo d'água, o nitrogênio fornece informações sobre o estágio de poluição (N na forma orgânica e amônia é associado a poluição recente, enquanto uma poluição mais remota está ligada ao nitrogênio na forma de nitrato)
Fósforo: na água se apresenta nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico	Sólidos em suspensão e dissolvidos	Dissolução de compostos do solo, decomposição da matéria orgânica, fósforo de composição molecular de microorganismos	Efluentes domésticos, despejos industriais, detergentes, excrementos de animais, fertilizantes	É um elemento indispensável para o crescimento de algas. Em elevadas concentrações causa eutrofização em mananciais lânticos. O fósforo é também essencial para o crescimento de microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica
Oxigênio dissolvido: é muito importante para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios	Gás dissolvido	Dissolução do oxigênio atmosférico, produção pelos organismos fotossintéticos	Introdução de aeração artificial, produção pelos organismos fotossintéticos em corpos hídricos eutrofizados	É vital para a manutenção da vida aquática, é o principal parâmetro para caracterizar os efeitos da poluição das águas por lançamentos de efluentes orgânicos

Quadro 2 – Parâmetros químicos de análise da qualidade da água (continuação)

Parâmetros Químicos				
Parâmetro e conceito	Forma do constituinte responsável	Origem natural	Origem antropogênica	Importância
<p>Matéria orgânica: compostos como proteínas, carboidratos, gorduras e óleos, ureia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros. É a causadora do principal problema de poluição das águas que é o consumo de oxigênio dissolvido pelos microorganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica.</p> <p>Normalmente, os parâmetros utilizados para quantificar matéria orgânica ou o seu potencial poluidor são Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO ou Demanda Química de Oxigênio – DQO</p>	Sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos	Matéria orgânica vegetal e animal, microorganismos	Despejos domésticos e industriais	A matéria orgânica é responsável pelo consumo do oxigênio dissolvido na água através dos microorganismos decompositores
<p>Micropoluentes inorgânicos: os metais que se dissolvem na água (arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e prata) são os principais micropoluentes inorgânicos que são tóxicos. Se concentram na cadeia alimentar, resultando em problemas para os organismos do nível superior da cadeia alimentar</p>	Sólidos em suspensão e dissolvidos	De menor importância	Despejos industriais, atividades mineradoras e de garimpo, agricultura	Em baixas concentrações, alguns elementos e compostos são nutrientes para os seres vivos. Em determinadas concentrações são tóxicos para os organismos do meio aquático, para os consumidores da água e para os microorganismos responsáveis pelo tratamento biológico de esgotos

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2017).

Contudo, as análises físico-químicas das águas superficiais nem sempre são suficientes na avaliação da qualidade das mesmas, devido à complexidade e a variabilidade de compostos que podem estar presentes nos corpos hídricos. Assim sendo, a avaliação da qualidade de águas pode ser complementada por meio de bioensaios de citotoxicidade e genotoxicidade (BRAGA e LOPES, 2015).

2.5. Bioensaios para Avaliação de Citogenotoxicidade e Fitotoxicidade

Os ensaios de toxicidade permitem a avaliação de diferentes cenários, desde efeitos de toxicidade aguda causada pela exposição imediata ou pela exposição em um curto período de tempo, até efeitos crônicos que inibem a reprodução e sobrevivência, e até mesmo efeitos a nível celular ou de DNA. A citotoxicidade está relacionada com a propriedade nociva de uma substância em causar alterações em células animais e vegetais e esta pode ser verificada através da análise de células em divisão. Já os compostos genotóxicos são capazes de afetar a integridade dos mecanismos de uma célula, induzir alterações no material genético dos organismos, causando mutações (KLAUCK *et al.*, 2017). Existem diferentes testes toxicológicos que são utilizados na avaliação de concentrações e do tempo de exposição necessários para que compostos tóxicos possam produzir efeitos adversos sobre os organismos (BRAGA e LOPES, 2014).

As principais preocupações sobre os efeitos tóxicos crônicos induzidos por compostos químicos estão relacionadas com os riscos mutagênicos que podem ser desencadeados, ou seja as quebras cromossômicas que tais agentes promovem, afetando o equilíbrio ecológico e a saúde humana. Assim sendo, destaca-se a importância de avaliações genotóxicas em programas de monitoramento da qualidade das águas (HEMACHANDRA e PATHIRATNE, 2017). Diferentes modelos de testes *in vitro*, utilizando-se de extratos ou concentrados de amostras de água e de culturas de células, têm sido empregados na exploração da detecção de contaminantes cito e genotóxicos em águas superficiais e em águas destinadas ao abastecimento público (HEMACHANDRA e PATHIRATNE, 2017).

Bioensaios com o uso de plantas apresentam muitas vantagens, dentre as quais citam-se: equipamentos e materiais mais baratos para realização de testes de citotoxicidade e genotoxicidade, a similaridade na morfologia dos cromossomos das plantas com os de mamíferos e a resposta aos agentes mutagênicos semelhantes aos animais. Os testes de citogenotoxicidade alertam sobre riscos potenciais como o câncer e desordens genéticas e várias

plantas como *Vicia faba* L. (fava), *Tradescantia paludosa* L. (trapoeraba-roxa), *Lactuca sativa* L. (alface) e *Allium cepa* L. (cebola), são amplamente utilizadas para determinar o efeito biológico de compostos químicos (GRIPPA *et al.*, 2010).

2.5.1. Teste em meristemas de raízes de *Allium cepa* L.

Plantas superiores são reconhecidas como excelentes modelos para realizar a detecção de mutagênicos ambientais, sendo empregadas em estudos de monitoramento (BRAGA e LOPES, 2015). O *Allium cepa* (cebola comum) é considerado um modelo eficiente de planta para avaliação da toxicidade por causa de sua alta sensibilidade, fácil e rápida aplicação, crescimento rápido de suas raízes, da grande quantidade de células em divisão, do pequeno número de cromossomos ($2n = 16$) e a facilidade de análise de suas células em microscópios, além da tolerância em diferentes condições de cultivo, acesso e manuseio (KLAUCK *et al.*, 2017).

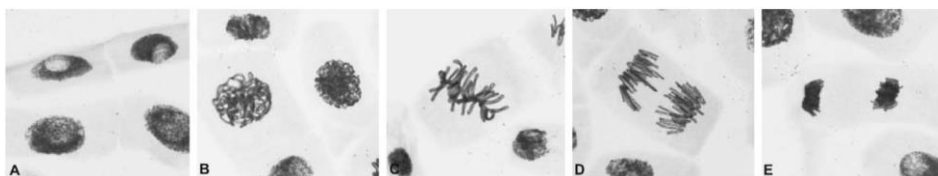
A avaliação de alterações cromossômicas em raízes de *A. cepa* é validado pelo Programa Internacional de Segurança Química e pelo Programa Ambiental das Nações Unidas como um teste eficiente para análise e monitoramento *in situ* da genotoxicidade de substâncias ambientais. Com isso, as regiões meristemáticas das raízes das cebolas (*Allium cepa*) têm sido usada para avaliar danos ao DNA, como anormalidades cromossômicas e distúrbios no ciclo mitótico (GRIPPA *et al.*, 2010).

O *Allium cepa* foi introduzido como organismo teste por Levan em 1938, e hoje é utilizado como ferramenta de análise, monitoramento e controle toxicológico de compostos químicos presentes em mananciais. Este teste fornece dois principais tipos de parâmetros observáveis de toxicidade: parâmetros macroscópicos que consistem na formação de tumores que se desenvolvem durante o crescimento de raízes, e de raízes torcidas por exemplo; e parâmetros microscópicos que consistem no índice mitótico (análise de taxa de divisão celular) e nas aberrações cromossômicas (cromossomos em anel, pontes cromossômicas, retardos cromossômicos e formação de micronúcleos) como indicadores de anormalidades no DNA (CUCHIARA *et al.*, 2012). A citotoxicidade de um agente pode ser determinada pelo aumento ou diminuição no índice mitótico (LEME e MARIN-MORALES, 2009).

O índice mitótico (IM) é a relação do número total de células em divisão e do número total de células observadas no ciclo celular. São analisadas as presenças das divisões celulares prófase, metáfase, anáfase e telófase (Figura 5) e o IM é apresentado em porcentagem. Para a

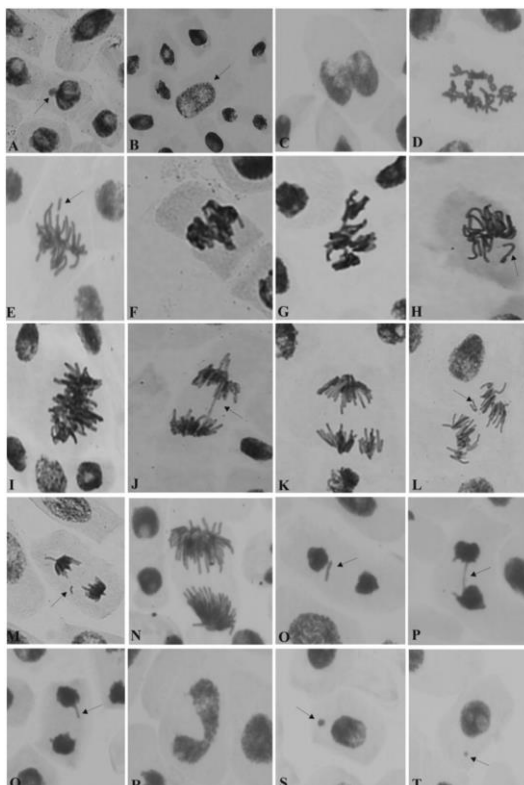
análise das aberrações cromossômicas (AC), são contadas as observações de cromossomos soltos e fragmentos cromossômicos em todas as fases do ciclo, além de pontes e atrasos anafásicos (Figura 6) (SANTOS *et al.*, 2018).

Figura 5 – Fases da divisão celular em *Allium cepa*. (A) Interfase normal; (B) Prófase normal; (C) Metáfase normal; (D) Anáfase normal; (E) Telófase normal



Fonte: LEME e MARIN-MORALES (2009).

Figura 6 – Aberrações cromossômicas encontradas em células meristemáticas de *Allium cepa*. (A) Broto nuclear; (B) Prófase poliplóide; (C) Célula binucleada; (D) C-metáfase; (E) Metáfase com quebra cromossômica; (F-G) Aderências cromossômicas; (H) Metáfase com perda cromossômica; (I) Metáfase poliplóide; (J) Anáfase com ponte cromossômica; (K) Anáfase multipolar; (L) Anáfase com perda cromossômica; (M) Anáfase com quebra cromossômica; (N) Anáfase poliplóide; (O) Telófase com perda cromossômica; (P) Telófase com ponte; (Q) Telófase com atraso; (R) Núcleo lobulado; (S-T) Micronúcleo



Fonte: BIANCHI *et al.* (2016).

O teste em meristemas de raízes de *Allium cepa* vem sendo muito utilizado nos últimos anos, o que demonstra sua importância como ferramenta de monitoramento toxicológico e de avaliação ambiental de mananciais. Salles *et al.* (2016) concluíram em seu estudo que o metal

pesado manganês apresentou efeitos tóxicos nas raízes de *A. cepa* expostas às amostras de água do Rio Jaguari e que alguns pontos amostrais possuem potencial genotóxico. Malakahmad *et al.* (2017) avaliaram a genotoxicidade de amostras de água bruta e tratada do rio Perak na Malásia, utilizando-se do sistema teste *Allium cepa*. Da mesma forma, Artico *et al.* (2018) estudaram os efeitos toxicológicos de um corpo d'água superficial exposto à contaminação por carvão no Rio Grande do Sul.

2.5.2. Teste *Lactuca sativa* L.

Os ensaios ecotoxicológicos complementam as análises físico-químicas e avaliam os efeitos biológicos de contaminantes em corpos hídricos. Espécies vegetais são muito utilizadas em testes de toxicidade e genotoxicidade, e dentre as espécies de plantas, a *Lactuca sativa* (alface) é uma das mais utilizadas em testes de toxicidade em água, pois suas sementes apresentam grande sensibilidade à contaminantes (SANTOS *et al.*, 2017; BUFALO *et al.*, 2012).

Os bioensaios que fazem uso de plantas superiores são considerados eficazes para avaliar e monitorar a toxicidade de poluentes, tendo como principal vantagem a diversidade de parâmetros de toxicidade que podem ser utilizados, como por exemplo a taxa de germinação, ganho de biomassa, comprimento de raízes e análise de aspectos bioquímicos (MORAES, 2015).

A *Lactuca sativa*, ou alface, é uma planta herbácea anual e pertence à família Asteraceae. Há diversas vantagens no uso deste vegetal como organismo teste para avaliação de toxicidade: é amplamente cultivado, é utilizado na alimentação humana e animal e possui baixo custo. Além disso, as sementes de alface são muito comercializadas, apresentam alta sensibilidade ao estresse químico, rápida germinação e reidratação, e alta tolerância a diferentes potenciais osmóticos (VIANA *et al.*, 2017; MORAES, 2015).

A fase de germinação de uma planta é determinada por diversos eventos fisiológicos importantes e por meio de funções metabólicas onde a água é a principal via e, portanto, a água contaminada pode comprometer esta etapa, fazendo com que a influência de compostos tóxicos seja empregada como precursor de toxicidade (ASAHIDE *et al.*, 2012). A avaliação da germinação é realizada durante os primeiros dias de desenvolvimento da planta e a presença de uma substância fitotóxica pode causar efeitos adversos como resistência ou atraso à germinação, alteração na osmorregulação, levando à falência organelas responsáveis pela

germinação, resultando em anomalias e interferindo na sobrevivência da planta (RODRIGUES *et al.*, 2013).

Em testes de fitotoxicidade é avaliada principalmente a inibição do processo germinativo de sementes de *Lactuca sativa* expostas por um período de 24 e 48 horas em pequenas concentrações da amostra de água ou composto que se deseja analisar. Também, é examinado o comprimento que as raízes germinadas atingem após um tempo de exposição e ocorrência de qualquer outro efeito adverso sobre as plantas causadas por substâncias específicas (MORAES, 2015; SIMÕES *et al.*, 2013; ARANTES, 2017).

O comprimento de raízes também é um parâmetro muito utilizado em testes ecotoxicológicos, pois a redução ou o aumento significativo do comprimento médio das raízes, em comparação ao teste controle, está diretamente relacionado com a divisão celular na região meristemática. A divisão das células pode ser afetada pelas substâncias que estão em contato com o meristema, ou seja, o composto pode promover uma ação citotóxica sobre as células meristemáticas das pontas das raízes (MORAES, 2015).

Além disso, as plantas respondem às adversidades ambientais alterando seu metabolismo celular e desencadeando diferentes mecanismos de defesa aos estresses bióticos e abióticos. A ação oxidante ocorre quando uma molécula contendo um ou mais elétrons desemparelhados, conhecida por radical livre, reage com qualquer composto que esteja próximo (FRANÇA, 2016). Como consequência desses estresses, o O_2 acaba por ser reduzido por univalência através de reações sequenciais ocasionando no aumento de produção de espécies reativas de oxigênio (EROS) como radical ânion superóxido (O_2^-), peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e radical hidroxila (OH) (FLORES *et al.*, 2014).

A geração de espécies reativas de oxigênio ocorre naturalmente por fontes endógenas como o metabolismo aeróbio normal e a cadeia respiratória. Entretanto, as fontes exógenas de estresse como a seca, os metais pesados, a poluição, a presença de herbicidas e de contaminantes, desencadeiam um aumento na produção de EROS (FRANÇA, 2016). Para que as células não se deterioresem por intoxicação, existe um mecanismo de enzimas removedoras de EROS e de redução do dano oxidativo, dentre as quais citam-se a superóxido dismutase (SOD) e a catalase (CAT). Sem estes mecanismos, as espécies tóxicas de oxigênio podem causar danos, tais como peroxidação lipídica e proteica e oxidação do DNA, podendo ocasionar morte celular (FLORES *et al.*, 2014; BOTTCHEER *et al.*, 2012).

2.5.3. Teste *Artemia salina* Leach

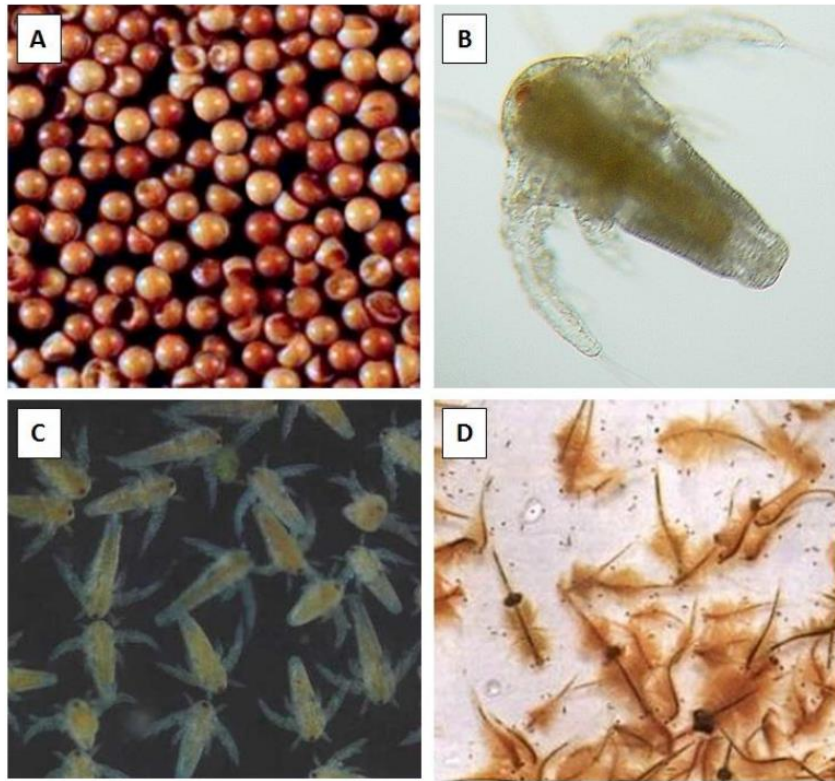
A *Artemia salina* Leach, também chamada de camarão-de-salmoura ou de artêmia, é um microcrustáceo da ordem Anostraca (sem carapaça) que se encontra naturalmente em lagos de água salgada à salina em todo o mundo, podendo tolerar salinidades que flutuam de 3,5 a 70% (SEYFRIED, 2010; FREITAS *et al.*, 2018). É também um zooplâncton muito utilizado na alimentação de peixes por aquicultores e, dessa maneira, torna-se um produto comercial de fácil acesso (KUMAR *et al.*, 2016).

Ademais, a artêmia é um dos organismos mais valiosos para a realização de testes de ecotoxicidade e, por isso, tem sido amplamente utilizado em testes de letalidade para averiguar a toxicidade de um meio, sendo considerado um bioensaio de rápido cultivo, de baixo custo e de rápida aplicação (RAJABI *et al.*, 2015).

Outras características como ciclo de vida curto, corpo pequeno e procedimento simples de eclosão de cistos tornam este organismo apropriado para testes toxicológicos curtos e para pesquisas com pequenos orçamentos (CRUZEIRO *et al.*, 2017). A *Artemia salina* apresenta quatro estágios em seu desenvolvimento: ovo, náuplio, metanáuplio e adulto (Figura 7). Os ovos eclodem dentro de aproximadamente 24 horas em condições ambientais adequadas (SEYFRIED, 2010).

Este bioensaio consiste em expor os microcrustáceos em diferentes concentrações das amostras que se pretende avaliar e de água salina com a intenção de analisar a taxa de mortalidade por um período de tempo (24-72 horas), ou seja, a porcentagem de artêmias que sobreviveram e que morreram (ROCHA e ZANELLA, 2016). O teste com *Artemia salina* pode ser utilizado de maneira isolada ou combinado com outros bioensaios em estudos mais amplos para avaliação de toxicidade (RAJABI *et al.*, 2015).

Figura 7 – Detalhes dos estágios de desenvolvimento do microcrustáceo *Artemia salina*. (A) Cistos; (B-C) náuplios; (D) adulto



Fonte:SEYFRIED (2010).

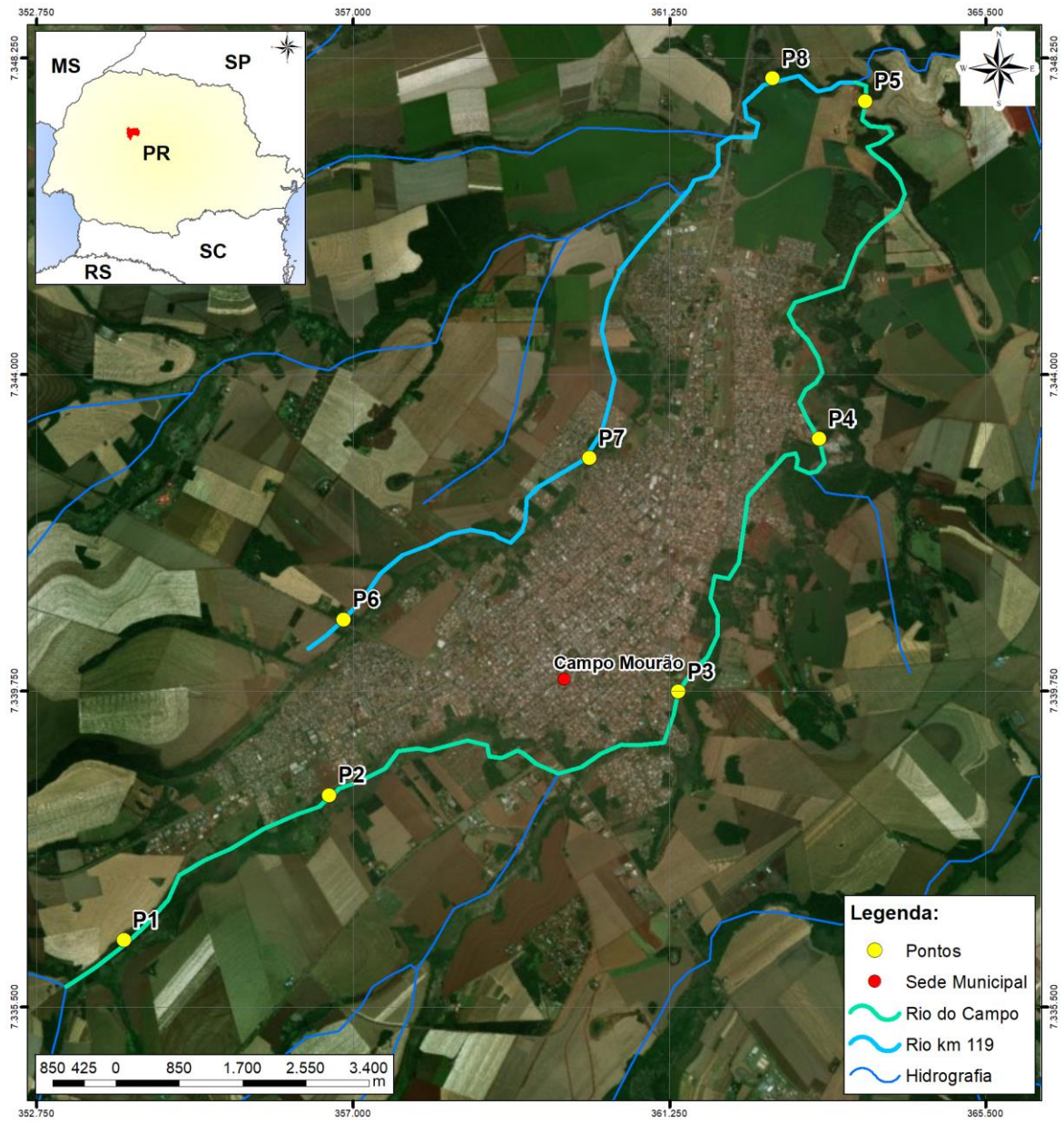
3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Delimitação de Pontos para Coleta de Amostras de Água do Rio do Campo e do Rio Km 119

Para a realização da coleta de amostras de água dos rios do Campo e Km 119, primeiramente foi realizado um reconhecimento da área em torno destes mananciais para que posteriormente fossem delimitados pontos de amostragem capazes de abranger diferentes aspectos como áreas socioeconômicas distintas, áreas mais e menos urbanizadas e de cultivo agrícola.

O reconhecimento das áreas de interesse foi realizado de antemão por meio de imagens de satélite e por visitas a campo. Os pontos delimitados para o Rio do Campo e para o Rio Km 119 são apresentados na Figura 8 e no Quadro 3. Utilizou-se do equipamento GPS para levantamento das coordenadas geográficas dos pontos amostrais. O Apêndice I apresenta fotografias dos pontos de coleta.

Figura 8 – Pontos de coleta de amostras de água no Rio do Campo e no Rio Km 119



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Quadro 3 – Pontos de coleta de amostras de água

Pontos	Manancial	Coordenadas Geográficas	Caracterização da área de entorno
P1	Rio do Campo	-24,07791, -52,437	Localizado a montante do município de Campo Mourão, próximo de áreas agrícolas, com presença de mata ciliar na margem esquerda e margem direita desprotegida, próximo a uma estrada vicinal e a uma ponte. Distante cerca de 2 metros do ponto foram encontrados depósitos de resíduos sólidos urbanos e da construção civil.
P2	Rio do Campo	-24,06059, -52,4097	Área urbanizada, próximo ao bairro Jardim Paulino e Rua Vinte e Sete de Dezembro. As margens esquerda e direita possuem mata ciliar.
P3	Rio do Campo	-24,0479, -52,36082	Área urbanizada, próximo ao bairro Jardim Flórida, a Rua Antônio Bueno de Camargo e ao Parque do Lago. Há presença de mata ciliar em ambas as margens do rio.
P4	Rio do Campo	-24,01862, -52,33963	Área agrícola e próximo a uma pedreira. Há presença de mata ciliar em ambas as margens do rio.
P5	Rio do Campo	-23,97703, - 52,338	Área agrícola, próximo de uma residência familiar. Nas margens do rio há mata ciliar.
P6	Rio Km 119	-24,04238, -52,40785	Área urbanizada no Bairro Vila Cândida. Há presença de muitas residências em torno do rio, o qual se encontra sem mata ciliar. Foi verificado odor forte de esgotos domésticos.
P7	Rio Km 119	-24,02001, -52,37484	Área urbanizada no Bairro Jardim Cidade Nova, próximo à Praça Professor Ephigênio José Carneiro. As margens do rio estão desprotegidas e há diversas residências familiares no entorno.
P8	Rio Km 119	-23,97416, -52,35018	Próximo a BR 158 em direção a Peabiru. No local há plantação de eucalipto, uma residência familiar com criação de alguns animais como porco e galinhas. Nas margens do rio há presença de mata ciliar. Foi constatada a presença de resíduos sólidos domiciliares neste ponto do rio e presença de odor forte, característico de esgotos domésticos. Moradores relataram sobre lançamento de esgoto próximo a este ponto.

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

3.2. Períodos de Coleta e Obtenção de Amostras de Água do Rio do Campo e do Rio Km 119

Foram delimitados dois períodos para serem realizadas as coletas de amostras de água dos Rios do Campo e Km 119: uma durante o período de seca no município, no mês de outubro de 2018, e a segunda no período de chuvas, em dezembro de 2018. Estes dois períodos foram definidas com vistas à analisar a influência da pluviosidade na alteração da qualidade das águas e comparar os resultados obtidos entre ambos os períodos.

As amostras de água dos oito pontos delimitados foram obtidas através de idas a campo, utilizando-se de garrafas de polietileno devidamente esterilizadas e lacradas. Também, foi medida a temperatura da água *in loco*, por meio de um termômetro digital TP 3001. Após coletadas, parte das amostras foram transportadas imediatamente ao laboratório do Núcleo de Pesquisa em Engenharia Ambiental – NUPEA da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, *campus* Campo Mourão, para realização de análises físico-químicas. Ao mesmo tempo, o restante das amostras de águas foram conduzidas para o Laboratório de Ecologia Molecular, Citogenética e Mutagênese Ambiental para realização dos bioensaios de toxicidade com *Allium cepa*, *Lactuca sativa* e *Artemia salina*.

3.3. Análises Físico-Químicas

No laboratório do NUPEA, os parâmetros físico-químicos analisados foram: potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, cor, nitrogênio (N) amoniacal, nitrito, nitrato e fosfato. O pH das amostras foi medido com aparelho pHmetro, a turbidez foi analisada com um aparelho turbidímetro AP2000 Policontrol e a cor foi verificada com um colorímetro DM-COR Digimed. Já as análises de N amoniacal, nitrito, nitrato e fosfato foram realizadas com o uso de conjunto de reagentes HACH[®], tubos de teste (TNT) e espectrofotômetro modelo DR 5000 UV/VIS HACH[®].

Para a análise de N amoniacal foi utilizado o conjunto de reagentes 26045-45 HACH[®] e o procedimento foi realizado de acordo com o método 10023 HACH[®]. O reagente (NitriVer[®] 3 *Reagent Powder Pillows*, 10-mL) é padronizado, pré-dosado e pronto para uso em tubos de ensaio de vidro. A faixa de análise é de 0,02 a 2,5 mg/L NH₃-N. A análise de nitrito foi realizada pelo método 8507 HACH[®] por meio de reagentes em pó HACH[®] para a determinação nitrito 0,002-0,3 mg/L NO₂-N em espectrofotômetro. A determinação de nitrato seguiu o método 8171

HACH[®], utilizando-se de reagentes em pó (NitraVer[®] Nitrate 5 Reagent Powder Pillows, 10-mL) HACH[®] e posterior leitura em espectrofotômetro. Para análise de fosfato foram utilizados os reagentes em pó HACH[®] (PhosVer 3, Fosfato, Powder Pillows, 10 ml) e o método 8007 HACH[®].

3.4. Teste *Allium cepa* L. de Avaliação da Citogenotoxicidade da Água do Rio do Campo e do Rio Km 119

A preparação do teste em *Allium cepa* L. seguiu o protocolo estabelecido por Fiskejõ (1985). Bulbos de cebolas foram nomeados e colocadas para enraizar em frascos contendo água destilada, a temperatura ambiente de 25 °C, até se obter raízes com aproximadamente 1,50 cm de comprimento. Posteriormente, foram coletadas raízes de cada um dos bulbos para servirem como controle negativo 0 hora. Por conseguinte, os bulbos foram dispostos em frascos contendo as amostras de água coletada dos Rios do Campo e Km 119. No total foram utilizados vinte e quatro bulbos, sendo três por ponto de coleta. Os bulbos permaneceram em contato com as amostras pelos períodos de 24 e 48 horas e a coleta de raízes foi realizada nestes mesmos tempos.

Preparou-se um controle positivo com Metil Metanosulfonato (MMS), substância sabidamente citotóxica e genotóxica ao sistema teste *A. cepa* na concentração 4×10^{-4} mol/L. Todas as raízes coletadas durante o experimento foram fixadas em solução Carnoy 3:1 (etanol: ácido acético) por até 24 horas. O MMS é o agente alquilante monofuncional mais potente para induzir danos mutagênicos e carcinogênicos ao DNA e, tem sido utilizado por décadas como tal. Este composto químico produz um amplo espectro de adutos de DNA incluindo N7-metilguanina, N3-metiladenina, N3-metilguanina e O6-metilguanina, causando, respectivamente, mau pareamento de bases e bloqueio da replicação (DAMASCENO *et al.*, 2016).

A montagem de lâminas foi adaptada de Guerra e Souza (2002), as quais foram analisadas em microscópio óptico em objetiva de aumento de 40x. Para cada bulbo foram analisadas 1.000 células, totalizando 3.000 células por ponto de amostragem para o controle (0 hora) e para os tempos de exposição 24 e 48 horas. Foram contabilizadas as células em intérfase e em divisão celular (prófase, metáfase, anáfase e telófase).

A citotoxicidade foi determinada pelo cálculo do índice mitótico (IM), apresentado na equação 1, e a genotoxicidade pelo Índice de Alterações Cromossômicas (IAC), apresentado na

equação 2. Dessa forma, o parâmetro para determinação da citogenotoxicidade se baseou em valores que diferiram significativamente do controle.

$$\text{Equação (1)} \quad IM = \frac{\text{Total de células em divisão}}{\text{Total de células observadas}} \times 100$$

$$\text{Equação (2)} \quad IAC = \frac{\text{Total de células alteradas}}{\text{Total de células observadas}} \times 100$$

3.5. Teste *Lactuca sativa* L. de Avaliação da Fitotoxicidade da Água do Rio do Campo e do Rio Km 119

Os ensaios com *Lactuca sativa* foram realizados com base no protocolo 850.4200 (USEPA, 1996). As sementes de alface foram compradas em uma rede de supermercados de Campo Mourão – PR, e não haviam sido tratadas com nenhum tipo de herbicida ou inibidor de crescimento, para que não houvesse interferência na análise. A germinação do lote foi de 82%.

Primeiramente foi realizado o controle negativo para o teste, sendo colocadas trinta sementes em uma placa de Petri contendo papel filtro, na qual também foi adicionada 3 ml de água destilada. O ensaio foi realizado em triplicata, as placas de Petri foram tampadas e dispostas em uma câmara de germinação tipo BOD, com fotoperíodo de 12 horas. A contabilização do número de sementes germinadas foi realizada após os períodos de 24 e 48 horas de incubação. Já a análise do comprimento das radículas foi realizada após um período total de sete dias de permanência da placa de Petri na câmara.

Os mesmos procedimentos foram realizados para a análise da influência da fitotoxicidade das amostras de água coletadas dos oito pontos delimitados nos Rios do Campo e Km 119. A partir dos dados de germinação e comprimento de radícula foram calculados o Índice de Crescimento Relativo (ICR) e o Índice de Germinação (IG), conforme mostram as equações 3 e 4, para uma melhor e mais clara visualização da influência da água dos corpos hídricos em estudo (YOUNG *et al.*, 2012).

$$\text{Equação (3)} \quad ICR = \frac{\text{Comprimento da radícula na amostra}}{\text{Comprimento da radícula no controle negativo}}$$

$$\text{Equação (4)} \quad IG = ICR \times \left(\frac{\text{Número de sementes germinadas na amostra}}{\text{Número de sementes germinadas no controle negativo}} \right) \times 100$$

Os valores de ICR foram diferenciados em três categorias de acordo com a toxicidade observada (YOUNG *et al.*, 2012; BIRUK *et al.*, 2017):

- Inibição do crescimento de raíz (I): $0 < x < 0,8$;
- Sem efeito significativo (SES): $0,8 \leq x \leq 1,2$;
- Estimulação do crescimento de raíz (E): $x \geq 1,2$.

3.6. Teste de Letalidade com *Artemia salina* Leach para Averiguar a Toxicidade do Rio do Campo e do Rio Km 119

A metodologia utilizada neste teste seguiu o protocolo descrito por Meyer *et al.* (1982) com adaptações. Os cistos de artêmia foram colocados para eclodir em um aquário contendo solução de água salobra, preparada com 500 ml de água deionizada e 12,5 g de sal marinho, sob condições de aeração e temperatura controlada (20-30°C) a fim de promover a liberação dos náuplios até o período de 48 horas.

Após a eclosão, os náuplios foram atraídos por fonte de luz e pipetados para uma placa de Petri, sendo novamente pipetadas dez larvas por vez e transferidas para os tubos de ensaios contendo as concentrações estabelecidas (Quadro 4) para o teste.

Foi preparado um tubo de ensaio para cada ponto (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 e P8) de coleta de água do Rio do Campo e do Rio Km 119, os quais foram dispostos em uma estante para facilitar o controle das condições como luminosidade e temperatura. As artêmias permaneceram nos tubos por um período de 24 horas para posterior análise da taxa de mortalidade. Também foi preparado o controle negativo, contendo apenas a solução de água salobra.

Quadro 4 – Concentrações preparadas para teste em *Artemia salina*

Concentração	Quantidade de solução de água salobra	Quantidade de água de amostra coletada nos pontos do Rio do Campo e Rio Km 119
1:1	3 ml	3 ml
1:2	3 ml	1,50 ml
1:4	3 ml	0,75 ml
1:8	3 ml	0,37 ml
1:16	3 ml	0,18 ml

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Após o período de exposição, as artêmias foram dispostas em placas de Petri e com o auxílio de uma lupa foi realizada a contagem dos organismos vivos e dos mortos. A avaliação foi feita de forma minuciosa, sendo consideradas vivas aquelas que possuíam mobilidade em período superior a 10 segundos de observação.

3.7. Análises Estatísticas

Após a obtenção dos resultados dos bioensaios para avaliação de citogenotoxicidade e fitotoxicidade, foi realizada uma análise estatística no software R. Utilizou-se do teste não paramétrico de Kruskal–Wallis com teste de Dunn *a posteriori*, considerando o nível de significância de 5%.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análises Físico-Químicas

Os resultados das análises físico-químicas realizadas para as amostras de água coletadas do Rio do Campo e do Rio Km 119, no período de estiagem (outubro de 2018) e no período de chuvas (dezembro de 2018), estão descritos na Tabela 1. A interpretação dos resultados foi realizada comparando-se os valores obtidos nas análises com as condições e os padrões de qualidade de águas doces estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

A temperatura da água dos mananciais variou entre os pontos e entre os períodos de coleta. O Rio do Campo apresentou média de 21,02°C no período de seca e 23,20°C no período chuvoso, e o Rio Km 119 apresentou 22,47°C no período de estiagem e 23,33°C durante o período de chuva analisado. A Resolução CONAMA nº 357/2005 não define valores de temperatura como condição ou padrão de qualidade de águas doces classe 2.

Com relação a alcalinidade e a basicidade, observa-se que as amostras de água analisadas para ambos os rios apresentam valor de pH dentro do estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces classe 2, não estando abaixo de 6,0 ou acima de 9,0. Os valores de pH estão relacionados a fatores naturais, como por exemplo a dissolução de rochas, a oxidação da matéria orgânica, a absorção de gases atmosféricos, a fotossíntese, a fatores antropogênicos, como o despejo de esgotos domésticos e industriais e a consequente oxidação da matéria orgânica (AMÂNCIO *et al.*, 2018).

Comparando-se os resultados de pH, observa-se que no período de seca os valores variaram entre os pontos. O Rio Km 119 demonstrou possuir águas mais básicas, enquanto o Rio do Campo apresentou os pontos P2 e P4 com características mais ácidas, sendo que estes apresentam influência antrópica por meio de área urbanizada e área agrícola próximo aos respectivos pontos, mas contam com mata ciliar em ambas as margens dos rios. Já no período chuvoso, o pH se apresentou mais ácido em todos os pontos quando comparado aos valores obtidos no período de seca.

Carvalho *et al.* (2015) monitoraram a qualidade da água do Rio Km 119 e Rio do Campo com coletas mensais de amostras de água e verificaram que a tendência à acidez pode estar associada à decomposição de matéria orgânica, indicando que no período de chuvas o corpo hídrico não possui capacidade de resistir às mudanças e manter o pH estável.

Tabela 1 – Análises físico-químicas realizadas em amostras de água de oito pontos de coleta divididos entre o Rio do Campo e o Rio Km 119 em Campo Mourão – PR, Brasil, em diferentes meses do ano de 2018

Parâmetros	Resolução CONAMA nº 357/2005	Rio do Campo				Rio Km 119			
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Período de seca (outubro/2018)									
Temperatura (°C)	-	20,20	20,50	21,20	20,90	22,30	23,20	22,50	21,70
pH	de 6 a 9	8,35	6,00	7,31	6,40	7,30	7,95	8,07	7,68
Turbidez (NTU)	até 100 NTU	70,00	120,00	43,00	10,00	28,00	17,00	20,00	44,00
Cor (Pt cor)	até 75 mg Pt/L	165,00	264,00	116,00	67,70	77,90	72,30	88,20	132,00
N Amoniacal (mg/L)	VMP de 3,7 mg/L para pH≤7,5 VMP de 2,0 mg/L para 7,5<pH≤8,0 VMP de 1,0 mg/L para 8,0<pH≤8,5 VMP de 0,5 mg/L para pH>8,5	0,06	0,08	0,15	0,06	0,078	0,05	0,08	2,68
Nitrito (mg/L)	VMP de 1,0 mg/L N	0,019	0,029	0,016	0,003	0,054	0,032	0,007	0,112
Nitrato (mg/L)	VMP de 10,0 mg/L	0,02	0,04	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
Fosfato (mg/L)	VMP de 0,3066 mg/L PO ₄ (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	3,80	5,20	2,20	0,00	3,60	0,00	0,00	3,60
Período de chuvas (dezembro/2018)									
Temperatura (°C)	-	23,00	22,50	24,00	22,30	24,20	24,00	23,00	23,00
pH	de 6 a 9	7,73	7,44	6,87	6,19	6,42	6,38	6,34	6,32
Turbidez (NTU)	até 100 NTU	18,00	16,00	27,00	52,00	11,00	3,00	14,00	10,00
Cor (Pt cor)	até 75 mg Pt/L	30,70	11,00	64,00	241,00	24,20	12,70	28,50	20,90
N Amoniacal (mg/L)	VMP de 3,7 mg/L para pH≤7,5 VMP de 2,0 mg/L para 7,5<pH≤8,0 VMP de 1,0 mg/L para 8,0<pH≤8,5 VMP de 0,5 mg/L para pH>8,5	0,01	0,01	0,20	0,11	0,38	0,03	0,08	1,16
Nitrito (mg/L)	VMP de 1,0 mg/L N	0,031	0,013	0,015	0,00	0,041	0,005	0,005	0,104
Nitrato (mg/L)	VMP de 10,0 mg/L	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02
Fosfato (mg/L)	VMP de 0,3066 mg/L PO ₄ (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	12,30	4,00	11,70	7,90	21,80	13,20	11,80	15,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2018)

- não se aplica à legislação

VMP – valor máximo permitido

*conversão do valor de fósforo total para fosfato total através da fórmula $PO_4 = P_{total} * 3,066$

Os valores encontrados para turbidez estão dentro do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, com exceção da amostra de água coletada do ponto P2 do Rio do Campo no período de seca que apresentou valor de 120 NTU. O ponto P2 possui grande influência da área urbanizada ao seu redor e este alto valor pode estar associado ao carreamento de partículas de solo, como por exemplo pela passagem de veículos sobre a ponte, despejos incorretos de efluentes e a presença de animais nas margens do curso do rio (AMÂNCIO *et al.*, 2018).

A legislação vigente estabelece o valor máximo permitido de 75 mg Pt/L para cor em mananciais de água doce classe 2. Com as análises realizadas no período de seca, verificou-se que nos pontos P1, P2, P3 e P5 do Rio do Campo e nos pontos P7 e P8 do Rio Km 119 este valor foi ultrapassado, bem como no ponto P4 do Rio do Campo no período de chuvas. O ponto P2 foi o que apresentou a maior concentração (264 mg Pt/L), estando correlacionado com o resultado obtido para turbidez. Estes pontos estão próximos de áreas agrícolas e urbanizadas, sendo que a origem antropogênica de cor na água advém de despejos de efluentes industriais e de esgotos domésticos. Entre o Rio do Campo e o Rio Km 119, os meios urbano e agrícola se entrelaçam em razão da forte presença da agricultura na região.

Os parâmetros cor e turbidez são indicativos da presença de sólidos dissolvidos em suspensão ou material em estado coloidal, sejam eles orgânicos ou inorgânicos (areia, argila). Elevados valores de turbidez e de cor dificultam a penetração de luz, fazendo com que poucos organismos resistam às condições severas de poluição (VON SPERLING, 2017; OLIVESKI *et al.*, 2018). Segundo Crispim *et al.* (2012), o valor médio de turbidez no Rio do Campo é de 30 a 40 NTU e os fatores que contribuem com o aumento deste parâmetro estão relacionados ao transporte de sedimentos advindos da erosão dos solos, originária da compactação e preparação dos mesmos para semeadura, e da má manutenção das vias rurais.

Nas águas naturais são identificadas diversas fontes de nitrogênio, o qual pode ser encontrado nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal (formas reduzidas), nitrito e nitrato (formas oxidadas). Uma das principais fontes é o lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais. Além disso, o escoamento de água pluvial em áreas agrícolas que receberam fertilizantes também é uma fonte de nitrogênio, assim como a drenagem de águas da chuva em áreas urbanas (ANA, 2018). A morte de animais e vegetais, seguida de decomposição, e, principalmente, as transformações sofridas pelos compostos orgânicos presentes nos esgotos, levam à formação de nitrogênio amoniacal nas águas, nas formas de amônia gasosa (NH_3) ou do íon amônio (NH_4^+) (QUEIROZ, 2017).

É possível associar a idade da poluição com a relação entre as formas de nitrogênio. Dessa forma, se a análise de um corpo d'água demonstrar predominância de nitrogênio orgânico e amoniacal, significa que o foco de poluição se encontra próximo. Por outro lado, se a concentração de nitrito e nitrato for maior, significa que as descargas de esgotos se encontram mais distantes (SASSOMA, *et al.*, 2015).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece valores máximos permitidos para nitrogênio amoniacal total de acordo com o pH da amostra de água a ser analisada. Apenas o ponto P8 do Rio Km 119 apresentou valor em desacordo com a legislação no período de seca, pois o VMP é de 2,0 mg/L N para pH entre 7,5 e 8,0 e neste ponto a água apresenta pH de 7,68 e concentração de 2,68 mg/L N.

Nas águas doces superficiais, o processo de oxidação biológica sofrida pela amônia, que é convertida a nitrito (NO_2^-) por um grupo de bactérias nitrificadoras chamadas Nitrossomonas e, posteriormente, a nitrato (NO_3^-) por outro grupo conhecido por Nitrobacter, é chamado de nitrificação (QUEIROZ, 2017). As análises de nitrito e nitrato realizadas para as amostras de água do Rio do Campo e do Rio Km 119 demonstram que os valores encontrados estão abaixo do estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece VMP de 1,0 mg/L e 10,0 mg/L, respectivamente, para águas doces classe 2.

Nas águas naturais, o fósforo pode se apresentar sob três formas diferentes: como fosfatos orgânicos, que são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como por exemplo a de detergentes; como ortofosfato, representados pelos radicais que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nos corpos hídricos; e como polifosfatos, que são polímeros de ortofosfato e não são muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, pois sofrem hidrólise e se convertendo rapidamente em ortofosfatos nos mananciais (SANTOS *et al.*, 2017).

Entre as fontes de fósforo estão os esgotos domésticos, a drenagem pluvial de áreas agrícolas e urbanas e os efluentes de indústrias de fertilizantes, alimentícias, laticínios, frigoríficos e abatedouros. Este elemento é um importante nutriente para os processos biológicos, mas em excesso pode causar a eutrofização das águas (VON SPERLING, 2017). Ainda, de acordo com Powers *et al.* (2016), a principal causa da alta concentração do elemento fósforo em corpos hídricos se dá pelo uso deste elemento na agricultura, e com o passar do tempo, uma grande acumulação de fósforo ocorre nas bacias hidrográficas devido à baixa reciclagem deste elemento, falta de incentivo de recuperação, alta exploração e desequilíbrio em seu ciclo.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece o valor máximo de 0,1 mg/L de fósforo total para ambientes lóticos de água doce classe 2. Entretanto, foi necessário converter o valor de fósforo total para fosfato total para poder comparar com os valores obtidos nas análises das águas do Rio do Campo e do Rio Km 119 com a legislação vigente. Para isso utilizou-se da equação 6, descrita em Silva (2016). Assim sendo, o valor máximo de fosfato total para ambientes lóticos de água doce classe 2 é 0,3066 mg/L PO₄.

$$\text{Equação (6)} \quad PO_4 = P_{total} \times 3,066$$

Através dos resultados é possível aferir que, com exceção dos pontos P4 do Rio do Campo, e P6 e P7 do Rio Km 119 durante o período de seca, todos os demais ultrapassam em grande quantidade o valor máximo permitido pela lei. As análises mostram que os valores variam de 0 a 5,20 mg/L PO₄ no período de seca e de 4 a 21,80 mg/L PO₄ no período de chuvas, sendo o maior valor encontrado no ponto P5 do Rio do Campo. Dessa forma, é possível aferir que durante os meses chuvosos o aumento da concentração de fósforo nos corpos hídricos é considerável e, estando o ponto P5 próximo de áreas agrícolas e próximo de uma residência, infere-se que a principal fonte de fósforo advém do escoamento superficial das águas pluviais que carregam consigo fertilizantes e outros aditivos químicos utilizados nos plantios.

4.2. Bioensaios de Citotoxicidade, Genotoxicidade e Fitotoxicidade

4.2.1. Resultados em *A. cepa*

A partir da Tabela 2, verifica-se que os índices mitóticos obtidos para os tecidos meristemáticos das raízes de *A. cepa* expostos às amostras de água coletadas dos pontos dos mananciais Rio do Campo e Rio Km 119 apresentaram redução da divisão celular, em relação aos índices de divisão celular obtidos para os seus respectivos controles negativos (0h), nos pontos: P1, P2 e P4 em 48h no período de seca; e nos pontos P2 e P7 em 24h no período de chuvas. Além disso, não foram encontradas diferenças estatísticas significativas entre si, podendo afirmar que apenas as amostras de água dos pontos acima citados foram citotóxicas às células meristemáticas de raízes de *A. cepa*. Estes pontos se encontram próximo de áreas antropizadas, sendo que o P1 apresentou maior basicidade e P2 e P4 foram os que apresentaram

características mais ácidas no período de seca. Os pontos P2 e P7 no período de chuvas, apresentaram valor neutro e levemente ácido, respectivamente.

A verificação da citotoxicidade pelo teste *A. cepa* é indicada pela inibição da divisão mitótica, ou seja, se uma substância presente na amostra de água na qual as raízes das cebolas são expostas é capaz de alterar ou inibir a divisão celular na região meristemática (MALAKAHMAD *et al.*, 2018). Dessa forma, as amostras de água dos pontos P1, P2 e P4 da coleta realizada no período de seca apresentaram compostos químicos citotóxicos, os quais podem estar relacionados com parâmetros turbidez, cor e fosfato apresentados nas amostras de água dos pontos P1 e P2, que se encontram acima do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Entretanto, as análises físico-químicas realizadas não demonstram valores em desacordo com a legislação vigente para os pontos P4 (período de seca), P2 e P7 (período de chuvas).

O excesso de fósforo nos mananciais contribui para o processo de eutrofização e proliferação de microrganismos aeróbios, que consomem uma alta taxa de oxigênio dissolvido na água, reduzindo a concentração de O₂ no ambiente aquático, provocando reações negativas e exercendo efeito tóxico ao ecossistema (COSTA *et al.*, 2018). Em estudo da citogenotoxicidade de amostras de água do Rio Tietê, foram observadas alterações nas concentrações de fósforo, nitrato e nitrogênio amoniacal a partir do município de Mogi das Cruzes, trecho este que também apresentou efeitos citogenotóxicos no sistema teste *Allium cepa* (SILVA e NASCIMENTO, 2013).

Os pontos P1 e P2 possuem grande influência da área urbanizada ao seu redor, sendo que a fonte de fosfato pode ser resultado de escoamento superficial de águas pluviais em áreas agrícolas e lançamentos de esgotos domésticos, respectivamente. De acordo com Silva e Nascimento (2013), alterações citogenotóxicas encontradas em águas de corpos hídricos superficiais provavelmente resultam de uma complexa interação dos diversos poluentes de origem doméstica e industrial, como metais pesados, pesticidas e compostos orgânicos, que são liberados em trechos urbanos de rios.

Os pontos P4 e P7 também se encontram próximo de áreas antropizadas, sendo que os compostos químicos citotóxicos podem estar relacionados com as atividades desenvolvidas nestas áreas, os quais não foram identificados por meio das análises físico-químicas.

Tabela 2 – Índices mitóticos observados em tecidos meristemáticos de raízes de *Allium cepa* expostos, nos tempos de exposição 0 (controle negativo), 24 e 48 horas, às amostras de água do Rio do Campo e do Rio Km 119

		Índice Mitótico (IM %)					
		Coleta 1 – período de seca (10/2018)			Coleta 2 – período de chuvas (12/2018)		
		0h	24h	48h	0h	24h	48h
Rio do Campo	P1	97,43±2,46 ^{aA}	89,47±6,18 ^{aA}	64,80±18,79 ^{aB}	95,97±3,23 ^{aA}	97,23±1,58 ^{aA}	97,00±4,35 ^{aA}
	P2	94,27±4,24 ^{aA}	85,27±7,23 ^{aA}	71,40±14,54 ^{aB}	92,20±10,21 ^{aA}	78,20±35,87 ^{aB}	97,17±1,17 ^{aA}
	P3	99,37±0,40 ^{aA}	88,07±4,08 ^{aA}	73,13±20,19 ^{aA}	88,17±12,19 ^{aA}	81,90±24,11 ^{aA}	98,50±0,62 ^{aA}
	P4	95,23±3,35 ^{aA}	91,97±2,42 ^{aA}	76,07±13,35 ^{aB}	96,40±6,06 ^{aA}	94,37±4,07 ^{aA}	97,53±2,16 ^{aA}
	P5	96,00±2,40 ^{aA}	94,90±3,56 ^{aA}	93,93±2,42 ^{aA}	95,53±1,24 ^{aA}	95,40±1,51 ^{aA}	98,17±1,30 ^{aA}
Rio Km 119	P6	94,73±3,48 ^{aA}	87,47±1,78 ^{aA}	89,93±7,97 ^{aA}	95,47±3,31 ^{aA}	94,07±3,30 ^{aA}	95,00±4,42 ^{aA}
	P7	98,73±0,67 ^{aA}	91,93±2,25 ^{aA}	90,77±2,72 ^{aA}	95,10±4,81 ^{aA}	77,93±24,37 ^{aB}	81,90±28,68 ^{aA}
	P8	87,07±1,10 ^{aA}	85,23±4,17 ^{aA}	96,67±0,21 ^{aA}	96,37±5,17 ^{aA}	83,10±13,17 ^{aA}	92,03±4,19 ^{aA}
	CP		9,98±0,11	6,98±0,06		9,98±0,11	6,98±0,06

CP – controle positivo.

*estatisticamente igual quando comparado ao controle positivo (Dunn a $p < 0,05$). Para o índice mitótico, letras minúsculas diferentes entre si representam estatisticamente a diferença (Dunn a $p < 0,05$) entre os pontos P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 e P8 dentro de uma mesma coleta; letras maiúsculas diferentes entre si representam a diferença (Dunn a $p < 0,05$) em um mesmo ponto entre os tempos 0h, 24h e 48h. Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Com relação ao Índice de Alterações Cromossômicas, conforme os dados apresentados na Tabela 3, nenhuma das amostras de água, tanto no período de seca quanto no período de chuvas, apresentaram valores altos para IAC nas células meristemáticas das raízes de *A. cepa* se comparados com os valores obtidos para o controle positivo. Assim sendo, as amostras de água dos rios são caracterizadas como não genotóxicas.

É importante informar que para cada três mil células meristemáticas observadas para cada ponto de amostra dos rios, foram encontradas um total de: uma alteração em P5 em 24 horas e cinco alterações em P6 em 48 horas para o período de seca; uma alteração em P2 em 24 horas, duas alterações em P4 em 24 horas, dez alterações em P5 em 24 horas, uma alteração em P7 em 24 horas, quatro alterações em P1 em 48 horas, dezesseis em P3 em 48 horas, quinze em P4 em 48 horas, duas em P5 em 48 horas, quatro alterações em P6, duas alterações em P7 e uma em P8 em 48 horas para o período de chuvas. Isto indica que o número de alterações ocorreu em um número reduzido de células, ou seja, não foi significativo quando considerado o número total de células analisadas e, dessa forma, diz-se que as amostras analisadas não foram genotóxicas. O Apêndice III apresenta algumas fotografias das observações em microscópio das divisões celulares do teste *Allium cepa*.

Tabela 3 – Valor médio e desvio padrão do Índice de Alterações Cromossômicas (IAC) observados em células meristemáticas de *Allium cepa*

		Índice de Alterações Cromossômicas (IAC)%				
		Média e desvio padrão por período e tempo de exposição				
Tratamentos		Controle negativo CN	Coleta 1 – período de seca (10/2018)		Coleta 2 – período de chuvas (12/2018)	
			24 horas	48 horas	24 horas	48 horas
Rio do Campo	P1	0±0	0±0	0±0	0±0	0,13±0,0015
	P2	0±0	0±0	0±0	0,03±0,0006	0±0
	P3	0±0	0±0	0±0	0±0	0,53±0,004
	P4	0±0	0±0	0±0	0,07±0,0012	0,50±0,005
	P5	0±0	0,03±0,001	0±0	0,33±0,0031	0,07±0,0012
Rio Km 119	P6	0±0	0±0	0,17±0,002	0±0	0,13±0,0015
	P7	0±0	0±0	0±0	0,03±0,0006	0,07±0,0012
	P8	0±0	0±0	0±0	0±0	0,03±0,0006
Controle positivo CP			9,54±0,149	18,46±0,293	9,54±0,149	18,46±0,293

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

4.2.2. Resultados em *L. sativa*

Por meio do teste *L. sativa*, foi possível observar o número de sementes expostas às amostras de água do Rio do Campo e do Rio Km 119 que germinaram após 24 e 48 horas de incubação. Com isso, calculou-se a porcentagem de germinação das sementes (Tabela 4). Verificou-se que em 24 horas, o potencial germinativo foi estatisticamente igual entre os pontos P1, P2, P3, P4 e P7, e diferente entre P5, P6 e P8, sendo que estes últimos apresentaram as porcentagens de germinação de 57,78%, 94,44% e 46,67%, respectivamente. Ou seja, as menores (P5 e P8) e a maior porcentagem (P6) de germinação observadas.

O ponto P6 não apresentou parâmetros físico-químicos em desacordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, na primeira coleta realizada. Já os pontos P5 e P8 apresentam ambos os parâmetros cor e fosfato em desacordo com a norma vigente, e P8 ainda apresenta valor de N amoniacal acima do padrão estabelecido nesta resolução, podendo este parâmetro estar correlacionado com a inibição da germinação das sementes.

Em 48 h, na primeira coleta, o percentual de germinação entre os pontos foi estatisticamente igual. Entre 24 e 48 horas, na primeira coleta, os pontos P4, P5, P7 e P8 apresentaram diferença estatística, sendo que o percentual de germinação aumentou nestes pontos em 48 h. Além disso, com exceção do ponto P6 em 24 horas, os demais se apresentaram estatisticamente iguais quando comparados ao controle negativo, demonstrando que as águas não possuem potencial fitotóxico.

Na segunda coleta (período de chuvas), o potencial germinativo foi estatisticamente igual entre todos os pontos em 24 horas. O mesmo ocorreu para 48 horas. Da mesma maneira como ocorreu na primeira coleta, os pontos P4, P5, P7 e P8 apresentaram diferença estatística entre 24 e 48 horas na segunda coleta, demonstrando haver um padrão nas amostras de água analisadas. Contudo, todos os pontos demonstram ser estatisticamente iguais quando comparados ao controle negativo, demonstrando não haver potencial de fitotoxicidade nas águas do Rio do Campo e do Rio Km 119 durante o período chuvoso.

Tabela 4 – Porcentagem de germinação de sementes observado no teste *Lactuca sativa* de avaliação da fitotoxicidade da água do Rio do Campo e do Rio Km 119, nos tempos de exposição 24 e 48 horas

		<i>L. sativa</i> – Germinação (%)			
		Coleta 1 – período de seca (10/2018)		Coleta 2 – período de chuvas (12/2018)	
		24h	48h	24h	48h
Rio do Campo	P1	91,11±1,92 ^{bc*A}	94,44±1,92 ^{a*A}	85,56±13,88 ^{a*A}	95,56±5,09 ^{a*A}
	P2	81,11±16,44 ^{abc*A}	82,22±15,75 ^{a*A}	82,22±7,70 ^{a*A}	94,44±5,09 ^{a*A}
	P3	87,78±7,70 ^{bc*A}	97,78±3,85 ^{a*A}	85,56±5,09 ^{a*A}	96,67±3,33 ^{a*A}
	P4	66,67±5,77 ^{ab*A}	90,00±3,33 ^{a*B}	81,11±5,09 ^{a*A}	93,33±0,00 ^{a*B}
	P5	57,78±9,62 ^{a*A}	92,22±10,72 ^{a*B}	68,89±8,39 ^{a*A}	92,22±10,72 ^{a*B}
Rio Km 119	P6	94,44±1,92 ^{cA}	95,56±1,92 ^{a*A}	80,00±10,00 ^{a*A}	96,67±3,33 ^{a*A}
	P7	91,11±3,85 ^{bc*A}	97,78±1,92 ^{a*B}	81,11±7,70 ^{a*A}	93,33±3,33 ^{a*B}
	P8	46,67±28,48 ^{a*A}	85,56±7,70 ^{a*B}	85,56±3,85 ^{a*A}	93,33±3,33 ^{a*B}
	CN	63,33±12,02	92,22±1,92	75,56±1,92	91,11±3,85

CN – controle negativo.

*estatisticamente igual quando comparado ao controle negativo (Dunn a $p < 0,05$). Para a porcentagem de germinação, letras minúsculas diferentes entre si representam estatisticamente a diferença (Dunn a $p < 0,05$) entre os pontos P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 e P8 dentro de uma mesma coleta; letras maiúsculas diferentes entre si representam a diferença (Dunn a $p < 0,05$) entre um mesmo ponto nos tempos 24h e 48h. Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

A Tabela 5 apresenta os resultados obtidos para a análise do comprimento das radículas e do Índice de Crescimento Relativo (ICR) do teste *L. sativa*. Na primeira coleta (período de seca), com exceção da amostra do ponto P3, a média do comprimento das radículas se apresentou estatisticamente igual para todos os demais pontos quando comparados ao controle negativo.

Na segunda coleta, realizada no período de chuvas, com exceção da amostra do ponto P2, a média do comprimento das radículas se apresentou estatisticamente igual para todos os demais pontos quando comparados com o controle negativo. No ponto P2, as radículas apresentaram o menor comprimento quando comparado aos demais pontos.

O parâmetro comprimento de radículas é amplamente utilizado em bioensaios de fitotoxicidade (SIMÕES *et al.*, 2013). Essa redução no comprimento médio das radículas de alface pode estar associada à diminuição do percentual de células em divisão da região meristemática, sendo esta região a responsável pelo crescimento das raízes (MORAES, 2015). Assim sendo, é possível afirmar que o ponto P3 no período de seca e o ponto P2 no período de chuvas apresentaram citotoxicidade. Estes pontos sofrem interferência das áreas urbanizadas ao seu redor, e os compostos citotóxicos na água podem estar relacionados às atividades antropogênicas desenvolvidas próximo destes locais.

Com relação ao Índice de Crescimento Relativo (ICR), observa-se que apenas o ponto P4 do Rio do Campo não apresentou efeito significativo de toxicidade em ambos os períodos de seca e de chuvas. As amostras de água coletadas no período de seca dos pontos P1, P3 e P8, bem como as amostras dos pontos P2 e P8 coletadas no período de chuvas causaram inibição do crescimento das raízes de alface.

Na coleta 1 (período de seca), estes mesmos pontos apresentam concentrações de cor e fosfato em desacordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005. Na coleta 2 (período de chuvas), os pontos P2 e P8 sofrem influência de áreas urbanizadas e apresentaram valores de fosfato em desacordo com a legislação vigente, podendo este ser um indicativo de lançamento indevido de esgotos domésticos nas águas e causa da diminuição de células em divisão da região meristemática, resultando na inibição do crescimento das radículas.

Tabela 5 – Comprimento das radículas e Índice de Crescimento Relativo (ICR) observado no teste *L. sativa* de avaliação da fitotoxicidade da água do Rio do Campo e do Rio Km 119

		Comprimento de Radículas e Índice de Crescimento Relativo (ICR)			
		Coleta 1 – período de seca (10/2018)		Coleta 2 – período de chuvas (12/2018)	
		Média do Comprimento das Radículas (cm)	ICR	Média do Comprimento das Radículas (cm)	ICR
Rio do Campo	P1	2,56±0,84 ^{b*}	0,76	2,39±0,63 ^{bc*}	0,89
	P2	3,03±0,58 ^{bcd*}	0,90	1,40±0,50 ^a	0,52
	P3	1,32±0,37 ^a	0,40	2,98±1,17 ^{c*}	1,12
	P4	3,41±1,15 ^{bcd*}	1,01	3,10±0,83 ^{c*}	1,16
	P5	3,65±1,03 ^{cd*}	1,08	3,53±1,34 ^{c*}	1,32
Rio Km 119	P6	3,40±1,41 ^{bcd*}	1,01	3,32±1,22 ^{c*}	1,24
	P7	4,62±1,35 ^{d*}	1,37	3,54±2,05 ^{c*}	1,33
	P8	2,61±1,04 ^{bc*}	0,78	2,14±1,38 ^{ab*}	0,80
	CN	3,37±1,38	-	2,67±1,33	-

CN – controle negativo.

*estatisticamente igual quando comparado ao controle negativo (Dunn a $p < 0,05$). Para a porcentagem de germinação, letras minúsculas diferentes entre si representam estatisticamente a diferença (Dunn a $p < 0,05$) entre os pontos P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 e P8 dentro de uma mesma coleta.

Valores de ICR – Inibição do crescimento de raiz (I): $0 < x < 0,8$; sem efeito significativo (SES): $0,8 \leq x \leq 1,2$; estimulação do crescimento de raiz (E): $x \geq 1,2$ (YOUNG *et al.*, 2012; BIRUK *et al.*, 2017). Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

4.2.3. Resultados em *A. salina*

Em relação aos resultados obtidos com *A. salina*, verificou-se que os pontos P2, P4, P6, e P8, no período de chuva, causaram mortalidade de 60% das larvas, enquanto que para o período de seca, esse índice aumentou em ao menos 20%. Assim, as águas dos pontos em questão foram muito tóxicas aos náuplios desses microcrustáceos. Estes resultados podem estar associados às variações físico-químicas observadas na água dos pontos amostrados, em ambos os períodos de seca e de chuvas.

Gomes *et al.* (2019), analisaram a qualidade físico-química e ecotoxicológica do Rio Meia Ponte, no estado Goiás, em seis pontos distintos, nos períodos de seca e de chuvas. Este rio atravessa diversos municípios do estado, recebendo contribuições de áreas antropizadas. A análise indicou que os metais pesados Fe, Al, Mn, Cu e Li e também o elemento fósforo apresentavam concentrações acima do estabelecido pela norma vigente. Além disso, o teste em *A. salina* indicou uma alta taxa de toxicidade em todas as amostras analisadas, estando relacionado com os resultados obtidos no presente estudo.

Falis *et al.* (2014) indicam em seu estudo que metais pesados e pesticidas afetam consideravelmente a sobrevivência de *A. salina*, sendo considerados compostos tóxicos a estes organismos.

4.3. Proposição para Gestão dos Recursos Hídricos

A contaminação das águas superficiais, principalmente por metais pesados, compostos orgânicos e agentes tóxicos como herbicidas, tem se tornado algo comum, aumentando a poluição ambiental e afetando os ecossistemas. Isto relaciona-se com o crescimento industrial e a concentração de pessoas em certas regiões, onde seus dejetos passaram a ser lançados na natureza, muitas vezes sem qualquer tipo de tratamento (VIEIRA, 2016). Assim, ferramentas de conservação e recuperação dos recursos hídricos são de extrema importância e exigem a busca por medidas mitigatórias eficientes e sustentáveis.

Existem algumas tecnologias que permitem a recuperação ou remediação de ambientes contaminados, dentre os quais cita-se a biorremediação que é caracterizada por utilizar microrganismos (como fungos e bactérias), enzimas ou plantas com o objetivo de degradar compostos prejudiciais ao ambiente. Também, para a degradação de componentes tóxicos, existe outra ciência denominada fitorremediação, a qual faz uso de plantas dotadas de potencial

biodegradador de substâncias nocivas ao meio ambiente. O princípio básico da biorremediação está baseado no potencial dos microrganismos em modificar, degradar ou remediar substâncias tóxicas ao ambiente, ocasionando uma eliminação rápida de poluentes, com o objetivo de reduzir sua concentração a níveis aceitáveis, transformando-os em compostos de baixa toxicidade (WEBER e SANTOS, 2013).

A biorremediação é classificada em três tipos – natural, bioestimulação e bioaugmentação – os quais podem ser realizados *in situ* ou *ex situ*. Quando a técnica é aplicada no próprio local onde houve contaminação, é denominado *in situ*, por outro lado, quando se opta pela biorremediação *ex situ*, a remediação não ocorre no local de contaminação, desse modo, se torna mais fácil, controlar algumas variáveis ambientais, que podem alterar o processo de biorremediação (PIMENTA, 2012).

A biorremediação natural é realizada por organismos autóctones (naturais da região), principalmente por bactérias do meio afetado, as quais podem biodegradar compostos orgânicos através da atividade enzimática e transformá-los em produtos intermediários ou CO₂, e não ocorre a adição de nenhuma classe de nutrientes. Na bioestimulação, utiliza-se a adição de nutrientes como nitratos e fosfatos ao meio para criar um ambiente adequado ao desenvolvimento dos organismos autóctones responsáveis pela degradação dos compostos poluentes. Já na bioaugmentação, ocorre a adição de organismos alóctones (originários de outro local) especializados com o objetivo de potencializar a remediação (PÉREZ, 2015).

Cada tipo de biorremediação tem uma finalidade específica. Para escolher qual técnica utilizar é necessário levar em consideração diversos de fatores como concentração do contaminante; condições físicas, químicas e biológicas do local contaminado; conhecimento do tempo necessário para a degradação ou a remoção do composto orgânico (LEO *et al.*, 2014).

Estudos mostram a capacidade de restauração de corpos hídricos utilizando-se biofilme e macrófitas (PÉREZ, 2015; MARINHO *et al.*, 2018). O biofilme ou perifiton é constituído por microrganismos e produtos extracelulares aderidos a um substrato, cuja função principal nos ecossistemas aquáticos está relacionada com a dinâmica de nutrientes, fornecimento de energia ao meio e regulação da vegetação submersa. O perifiton se adere a superfícies como rochas, madeiras, macrófitas e sedimentos em recursos hídricos lênticos e lóticos. Além do seu potencial biorremediador, é também usado como bioindicador devido à sua capacidade de distribuição nos ambientes aquáticos, seu curto ciclo de vida e à sua riqueza de espécies (PÉREZ, 2015). Já as macrófitas aquáticas são formas macroscópicas de vegetação e incluem macroalgas e pteridófitas (samambaias e musgos). Estas desempenham um papel importante nos ecossistemas e são capazes de remover substâncias dissolvidas na água,

assimilando e incorporando-as em sua biomassa, sendo utilizadas como remediadoras de ecossistemas (POMPÊO, 2017).

O uso de plantas e suas interações com a microbiota para a remediação de ambientes contaminados como solo, água superficial e água subterrânea é chamado de fitorremediação. As plantas podem remover muitos contaminantes dissolvidos em solução para utilizá-los em seus processos fisiológicos ou acumulá-los em seus órgãos. Esta técnica tem como vantagens o pequeno impacto ao meio e o baixo custo para implantação e manutenção. A planta ideal para remediação de um ambiente contaminado deve ser típica da área de estudo ou desenvolver-se no solo e clima local, possuir crescimento rápido, elevada produção de biomassa, atuar na profundidade contaminada, ser resistente ao contaminante de maneira que possa se desenvolver mesmo na sua presença e ser de fácil descarte, caso torne-se resíduo. Nessa tecnologia são empregados processos naturais pelos quais as plantas e a flora microbiana, presente na rizosfera, degradam e sequestram poluentes orgânicos e inorgânicos (PINHEIRO, 2015; LUIZ *et al.*, 2016).

A fitorremediação pode ser aplicada para remediação de diversos tipos de contaminantes como metais, pesticidas e hidrocarbonetos, além de poder remediar vários contaminantes de forma simultânea. Os mecanismos de descontaminação por fitorremediação englobam: a fitoextração, onde ocorre a absorção dos contaminantes pelas raízes da planta; a fitoestabilização, onde os contaminantes orgânicos e inorgânicos são incorporados na lignina da parede vegetal da planta ou ao húmus do solo; a fitoestimulação, na qual as raízes em crescimento estimulam a proliferação de microrganismos de degradação na rizosfera, que utilizam metabólitos da planta como fonte de carbono e energia; e a fitodegradação, que faz com que contaminantes orgânicos sejam degradados ou mineralizados dentro das células vegetais por enzimas específicas (FAVAS *et al.*, 2015).

A aplicação destas técnicas no Rio do Campo e no Rio Km 119 se fazem muito importantes para a conservação e melhoramento da qualidade das águas, de forma a atender os usos múltiplos destes recursos, sendo este um meio estratégico para o desenvolvimento econômico, pois os recursos hídricos são indispensáveis à produção industrial e agrônômica, e são vitais para a manutenção dos ciclos biológicos e para o equilíbrio dos ecossistemas.

Os processos de fitorremediação podem ser implantados nos rios do presente estudo através da instalação de “jardins flutuantes”. Estes sistemas estão sendo desenvolvidos em diversos países, como é o caso das Filipinas, sendo uma das opções mais econômicas e seguras para minimizar a contaminação de rios por metais pesados e pelo excesso de nutrientes. Nas

cidades de Las Piñas e Parañaque, a estrutura dos jardins flutuantes é feita de bambu e garrafas PET a qual é coberta pelas macrófitas aquáticas capazes de filtrar poluentes (ERDB, 2019).

Os jardins flutuantes podem ser instalados no Rio do Campo e no Rio Km 119 utilizando-se a macrófita *Pontederia parviflora* Alexander que, segundo Albuquerque (2013) e Souza *et al.* (2009), é uma planta encontrada na região de Campo Mourão-PR, como por exemplo no Rio Córrego dos Papagaios. A *P. parviflora* é conhecida popularmente como aguapé, camalote, orelha-de-veado e lanceiro e vive em ambientes que estão em transição entre o solo e a água, como banhados ou *wetlands* naturais (SOUZA *et al.*, 2019).

Além disso, age na redução ou remoção de contaminantes como matéria orgânica, inorgânica e patógenos, sendo apontada como uma espécie hiperacumuladora. Estudos apontam uma eficiência significativa desta macrófita na remoção de matéria orgânica em efluentes, atingindo valores de até 74% de redução de demanda química de oxigênio (DQO), 51% de nitrogênio amoniacal, 76% de nitrato e 68% de fósforo (IWAKURA, 2013; SOUZA *et al.*, 2019).

Visando a remediação de corpos hídricos contaminados, é necessário também estabelecer a bacia hidrográfica como unidade de gestão integrada para o planejamento e estabelecimento de estudos, de aplicação de ferramentas e de políticas públicas para possibilitar o desenvolvimento sustentável da região, priorizando a preservação e garantindo a qualidade das águas superficiais, pois todas as atividades realizadas por indústrias, propriedades rurais e cidades existentes na bacia refletem na qualidade da água do rio, desde suas nascentes até a sua foz.

Dentro deste contexto, tem-se a política estadual de recursos hídricos do estado do Paraná, que foi instituída pela Lei nº 12.726/1999 e toma como princípios a adoção de bacia hidrográfica como unidade de planejamento, os usos múltiplos, o reconhecimento da água como um bem finito e vulnerável, o reconhecimento do valor econômico da água e o da gestão descentralizada e participativa.

5. CONCLUSÃO

As análises físico-químicas demonstram que o fosfato é o composto mais persistente no meio, sendo que sua concentração ultrapassa significativamente os valores máximos permitidos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, com exceção do P4 no período de seca, em todos os pontos amostrados nos períodos de seca e de chuvas. Este parâmetro está relacionado com a presença de esgotos domésticos, de águas de drenagem pluvial de áreas agrícolas e urbanas e de efluentes de indústrias na água dos mananciais em estudo.

O parâmetro cor também se mostrou em desacordo com a legislação nos pontos P1, P2, P3, P5, P7 e P8 no período de seca e no ponto P4 no período de chuvas, estando relacionado com a presença de sólidos dissolvidos, principalmente materiais orgânicos e inorgânicos, advindos de ações antrópicas como o lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais. Outros parâmetros em desacordo foram a turbidez no P2 e o nitrogênio amoniacal no P8, ambos no período de seca. A alteração da turbidez está relacionada ao carreamento de partículas de solo e a despejos incorretos de efluentes. Também, despejos domésticos, efluentes industriais, excrementos de animais ou fertilizantes são fontes de nitrogênio nas águas.

Pela análise de citotoxicidade, as amostras de água dos pontos P1, P2 e P4 em 48h no período de seca e P2 e P7 em 24h no período de chuvas, foram citotóxicas às células meristemáticas de raízes de *A. cepa*. Estes pontos se encontram próximo de áreas antropizadas, recebendo contribuição de compostos químicos citotóxicos. Pela análise do Índice de Alterações Cromossômicas (IAC) nas células meristemáticas das raízes de *A. cepa* é possível aferir que as amostras de água do Rio do Campo e do Rio Km 119 não são caracterizadas como genotóxicas.

Na avaliação da fitotoxicidade das águas destes mananciais, através da análise do percentual de germinação de sementes de *Lactuca sativa*, conclui-se que apenas o ponto P6 durante o período de seca apresentou potencial fitotóxico por se apresentar estatisticamente diferente quando comparado ao controle negativo. Os demais pontos analisados não apresentam potencial fitotóxico para germinação.

Além disso, o parâmetro comprimento de radículas é amplamente utilizado em bioensaios de fitotoxicidade. Os pontos P3 no período de seca e o P2 no período de chuvas demonstraram ser estatisticamente diferentes quando comparados ao controle negativo, possuindo também os menores comprimento em relação aos demais pontos. Com relação ao Índice de Crescimento Relativo (ICR), observa-se que apenas o ponto P4 não apresentou efeito

significativo de toxicidade em ambos os períodos de seca e de chuvas. As amostras de água coletadas no período de seca dos pontos P1, P3 e P8, bem como as amostras dos pontos P2 e P8 coletadas no período de chuvas causaram inibição do crescimento das raízes da *Lactuca sativa*. Com relação aos resultados obtidos com *A. salina*, as águas dos pontos amostrados foram muito tóxicas aos náuplios desses microcrustáceos, sendo que os pontos P2, P4, P6, e P8, no período de chuva, causaram mortalidade de 60% das larvas, enquanto que para o período de seca, esse índice aumentou em ao menos 20%.

Assim sendo, todos os pontos apresentaram compostos tóxicos aos organismos teste em algum momento das análises, demonstrando haver presença de contaminantes nas águas dos Rios do Campo e Km 119 capazes de modificar e causar danos à dinâmica do ecossistema local. Ademais, o ponto P2 do Rio do Campo foi o que demonstrou maior impacto.

Para um melhor entendimento da mistura complexa de contaminantes presentes nestes rios, bem como sua interação com a biota e toxicidade, sugere-se que futuros estudos sejam realizados, visando a avaliação da concentração de outros compostos químicos como pesticidas, metais pesados e contaminantes emergentes como fármacos, hormônios e outros.

Tendo em vista a conservação e melhoramento da qualidade das águas do Rio do Campo e do Rio Km 119, de forma a atender os usos múltiplos destes recursos, recomenda-se a aplicação de técnicas de biorremediação utilizando organismos autóctones. Para isto, é necessário a realização de uma avaliação mais detalhada para a escolha do melhor procedimento a ser adotado. Sugere-se a instalação de jardins flutuantes, utilizando-se da macrófita *Pontederia parviflora* Alexander, reconhecida por ser hiperacumuladora e eficiente na remoção de metais e matéria orgânica.

Em conclusão, a gestão destes recursos hídricos, tendo a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, se faz importante para o monitoramento da qualidade e preservação da água do Rio do Campo e do Rio Km 119, especialmente por serem utilizados para abastecimento público e irrigação de culturas agrícolas. Ademais, ações devem ser constantemente tomadas para preservação, recuperação e manutenção da qualidade dos rios. A conscientização da população é fundamental para a preservação destes mananciais, visto que a água é indispensável para manutenção da vida e da economia local.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, F. P. Confeção de blocos cerâmicos com incorporação de biomassa contaminada por cobre. Trabalho de Conclusão de Curso. Coordenação de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão – PR, 2012.

AMÂNCIO, D. V. COELHO, G. MARQUES, R. F. P. V. VIOLA, M. R. MELLO, C. R. Qualidade da água nas sub-bacias hidrográficas dos rios Capivari e Mortes, Minas Gerais. Revista Scientia Agraria, Versão On-line, ISSN 1983-2443. Vol. 19 n°. 1 Curitiba Jan/Mar 2018 p. 75-86.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Água superficial. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/aguas-no-brasil/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua/agua-superficial>>. Acesso em: 03/10/2018.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Relatório 2017. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/relatorio-conjuntura-2017.pdf>>. Acesso em: 05/11/2018.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Indicadores de qualidade – Índice de Qualidade das Águas (IQA). Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#_ftn6>. Acesso em: 14/01/2019.

ARTICO, L. L. KOMMLING, G. MIGITA, N. A. MENEZES, A. P. S. Toxicological effects of surface water exposed to coal contamination on the test system *Allium cepa*. Water Air Soil Pollut (2018) 229: 248. Springer Nature Switzerland AG, 2018.

ASAHIDE, C. A. MAGRIN, F. LOUZADA, T. P. O. SILVA, D. P. B. COSTA, C. R. Utilização de sementes de alface na avaliação da toxicidade de sais de metais potencialmente tóxicos. 52º Congresso Brasileiro de Química. Química e Inovação: Caminho para a Sustentabilidade. Recife-PE, 2012.

BATISTA, N. J. C., CAVALCANTE, A. A. C. M., OLIVEIRA, M. G., MEDEIROS, E. C. N., MACHADO, J. L., EVANGELISTA, S. R., DIAS, J. F., SANTOS, C. E. I., DUARTE, A., SILVA, F. R., SILVA, J. Genotoxic and mutagenic evaluation of water samples from a river under the influence of different anthropogenic activities. Chemosphere 164 (2016) 134 e 141.

BIANCHI, J. FERNANDES, T. C. C. MARIN-MORALES, M. A. Induction of mitotic and chromosomal abnormalities on *Allium cepa* cells by pesticides imidacloprid and sulfentrazone and the mixture of them. Chemosphere 144 (2016) 475–483.

BIRUK, L. N., MORETTON, J., IORIO, A. F., WEIGANDT, C., ETCHEVERRY, J., FILIPPETTO, J., MAGDALENO, A. Toxicity and genotoxicity assessment in sediments from the Matanza-Riachuelo river basin (Argentina) under the influence of heavy metals and organic contaminants. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 135, p. 302-311, 2017.

BORSATO, F. P. Levantamento das áreas de preservação permanente da bacia do Rio Km 119, no município de Campo Mourão-PR, por meio de imagens de satélites. Universidade Tecnológica Federal do Paraná/UTFPR. Campo Mourão – PR, 2009.

BOTTCHER, A. NOBILE, P. M. MARTINS, P. F. CONTE, F. F. AZEVEDO, R. A. MAZZAFERA, P. Antioxidative responses of cell suspension cultures of two *Coffea arabica* varieties to low aluminum levels at pH 5.8. *Hoehnea*, v. 39, n. 1, p. 01–10, 2012.

BRAGA, J. R. M., LOPES, D. M. Citotoxicidade e genotoxicidade da água do rio Subaé (Humildes, Bahia, Brasil) usando *Allium cepa* L. como bioindicador. *Revista Ambiente e Água*, vol. 10 n. 1 Taubaté – Jan/Mar, 2015.

BREGUNCE, D. T., JORDAN, E. N., DZIEDZI, M., MARANHO, L. T., CUBAS, S. A. Avaliação da qualidade da água do Ribeirão dos Müller, Curitiba-PR. *RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos* Volume 16 n.3 - Jul/Set 2011, 39-47.

BUFALO, J. AMARO, A. C. E. ARAÚJO, H. S. CORSATO, J. M. ONO, E. O. FERREIRA, G. RODRIGUES, J. D. Períodos de estratificação na germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) sob diferentes condições de luz e temperatura. *Artigo Periódico Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, v.33, n.3, p.931-940, mai.-jun., 2012.

CAMPANHA, M. B., MELO, C. A., MOREIRA, A. B., FERRARESE, R. F. M. S., TADINI, A. M., GARBIN, E. V., BISINOTI, M. C. Variabilidade espacial e temporal de parâmetros físico-químicos nos rios Turvo, Preto e Grande no estado de São Paulo, Brasil. *Quim. Nova*, Vol. 33, No. 9, 1831-1836, 2010.

CAPPI DA COSTA, T., BRITO, K. C. T., VAZ ROCHA, J. A., LEAL, K. A., RODRIGUES, M. L. K., MINELLA, J. P. G., MATSUMOTO, S. T., VARGAS, V. M. F. Runoff of genotoxic compounds in river basin sediment under the influence of contaminated soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. (2011), doi:10.1016/j.ecoenv.2011.08.007.

CARVALHO, K. Q., LIMA, S. B., PASSIG, F. H., GUSMÃO, L. K., SOUZA, C. K., BELINI, A. D., ARANTES, E. J. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2015, vol. 75, no. 4, suppl. 2, pp. S96-S106. 2015.

COSTA, V. M. MONTEIRO, C. A. B. BATISTA, N. J. C. Avaliação genotóxica e mutagênica de amostras de efluentes tratados por lagoas de estabilização em Teresina-Piauí. *Revista DAE*, núm. 209. Vol. 66. Janeiro a março de 2018.

CRISPIM, J.Q. MALYSZ, S.T. CARDOSO, O. PAGLIARINI JUNIOR, S.N. Conservação e proteção de nascentes por meio do solo cimento em pequenas propriedades agrícolas na bacia hidrográfica Rio do Campo no município de Campo Mourão – PR. *Revista Geonorte*, vol. 3, no. 4, pp. 781-790. 2012. Edição Especial.

CRUZEIRO, C. AMARAL, S. ROCHA, E. ROCHA, M. J. Determination of 54 pesticides in waters of the Iberian Douro River estuary and risk assessment of environmentally relevant mixtures using theoretical approaches and *Artemia salina* and *Daphnia magna* bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 145 (2017) 126–134.

CUCHIARA, C. C., BORGES, C. S., BOBROWSKI, V. L. Sistema teste de *Allium cepa* como bioindicador da citogenotoxicidade de cursos d'água. *Tecnol. & Ciên. Agropec.*, João Pessoa, v.6, n.1, p.33-38, mar. 2012.

DAMASCENO, J. L. OLIVEIRA, P. F. MIRANDA, M. A. LEANDRO, L. F. ACÉSIO, N. O. OZELIN, S. D. BASTOS, J. K. TAVARES, D. C. Protective effects of *Solanum cernuum* extract against chromosomal and genomic damage induced by methyl methanesulfonate in Swiss mice. *Biomedicine & Pharmacotherapy* 83 (2016) 1111–1115.

ERDB – ECOSYSTEMS RESEARCH AND DEVELOPMENT BUREAU. UTHRC establishes floating gardens in selected urban areas. 2019. Disponível em: <<http://erdb.denr.gov.ph/2017/05/18/uthrc-establishes-floating-gardens-in-selected-urban-areas/>>. Acesso em: 09/10/2019.

FAVAS, P. J. C. PRATAS, J. VARUN, M. D'SOUZA, R. PAUL, M. S. Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: potential of native flora. *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*. InTech, ISBN 978-953-51-1235-8, 2014.

FALIS, M. SPALKOVA, M. LEGA' TH, J. Effects of heavymetals and pesticides on survival of *Artemia franciscana*. *Acta Veterinaria Brno*, 83(2), 95–99. 2014.

FLORES, A. V. BORGER, E. E. L. GUIMARÃES, V. M. GONÇALVES, J. F. C. ATAÍDE, G. M. BARROS, D. P. Atividade enzimática durante a germinação de sementes de *Melanoxylon brauna* Schott sob diferentes temperaturas. *Cerne*, v. 20, n. 3, p. 401- 408, 2014.

FONSECA, C. P., CORRÊA, A. N. G. LEITE, G. F. M., JOVELI, J. C., COSTA, L. S., PEREIRA, S. T. Diagnóstico da sub-bacia do ribeirão Mestre d'Armas por meio de dois métodos de avaliação ambiental rápida, Distrito Federal, Brasil Central. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 43-56, 2010.

FRANÇA, D. L. B. Resposta fisiológica, atividade de enzimas antioxidantes e conservação da banana prata tratada com etanol. Universidade Estadual do Oeste Do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Tese de doutorado. Marechal Cândido Rondon – PR, 2016.

FREITAS, R. F. LIMA, P. R. A. PIMENTEL, M. A. QUEIROZ, P. R. Perfil fitoquímico, ensaio microbiológico e toxicidade frente a *Artemia salina* do extrato da entrecasca da *Myracrodruon urundeuva* A. *Biota Amazônia* ISSN 2179-5746, Macapá, v. 8, n. 3, p. 24-27, 2018.

GUERRA, M. SOUZA, M. J. Como observar cromossomos: um guia de técnicas em citogenética vegetal, animal e humana. ISBN: 85-87528-38-6. Editora FUNPEC. Ribeirão Preto – SP, 2002.

GOMES, R. P. SILVA, J. A. P. JUNIOR, M. C. C. ALBUQUERQUE, W. C. A. SCALIZE, P. S. FILHO, A. R. G. PIRES, D. J. VIEIRA, J. D. G. CARNEIRO, L. C. Evaluation of the raw water quality: physicochemical and toxicological approaches. *Environ Geochem Health*. Springer, 2019.

GRIPPA, G. A., MOROZESK, M., NATI, N., MATSUMOTO, S. T. Estudo genotóxico do surfactante Tween 80 em *Allium cepa*. Revista Brasileira de Toxicologia 23, n.1-2 (2010) 11-16.

HEMACHANDRA, C. K., PATHIRATNE, A. Cytogenotoxicity screening of source water, wastewater and treated water of drinking water treatment plants using two in vivo test systems: *Allium cepa* root based and Nile tilapia erythrocyte based tests. Water Research 108 (2017). P. 320–329.

IWAKURA, L. Estudo comparativo do potencial fitoextrator de *Typha Domingensis* pers e *Pontederia Parviflora* Alexander. Trabalho de Conclusão de Curso. Coordenação de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Campo Mourão-PR, 2013.

KLAUCK, C. R., GIACOBBO, A., OLIVEIRA, E. D. L., SILVA, L. B., RODRIGUES, M. A. S. Evaluation of acute toxicity, cytotoxicity and genotoxicity of landfill leachate treated by biological lagoon and advanced oxidation processes. Journal of Environmental Chemical Engineering 5 (2017) 6188–6193.

KUMAR, D. ROY, R. PARASHAR, A. RAICHUR, A. M. CHANDRASEKARAN, N. MUKHERJEE, A. MUKHERJEE, A. Toxicity assessment of zero valent iron nanoparticles on *Artemia salina*. Environmental Toxicology. 2017; 32:1617–1627.

LEME, D. M. MARIN-MORALES, M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. Mutation Research 682 (2009) 71–81.

LEO, P. ALLI, R. LINHARES, D. SILVA, E. MATSUBARA, R. RODRIGUES, M. Processos biológicos: biorremediação. In: S. Moraes, C. Teixeira and A. Maximiano, ed., Gerenciamento de áreas contaminadas, 1st ed. São Paulo: IPT e BNDES, p. 232-234, 2014.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 3º Ed. Campinas – SP: Editora Átomo, 2010.

LUIZ, M. B. HIRATA, R. TERADA, R. SARAIVA, F. TASSE, N. Fitorremediação de aquíferos contaminados por nitrato. XIX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Campinas-SP, 2016.

MACHADO, M. S. Estudo geoambiental de uma voçoroca em Campo Mourão – PR. Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento Acadêmico de Ambiental (DAAMB). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão – PR, 2015.

MALAKAHMAD, A. MANAN, T. S. B. A. SIVAPALAN, S. KHAN, T. Genotoxicity assessment of raw and treated water samples using *Allium cepa* assay: evidence from Perak River, Malaysia. Environ Sci Pollut Res (2018) 25:5421–5436. Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature, 2017.

MANCUSO, P. C. S., SANTOS, H. F. Reúso de Águas. 3º Reimpres. Barueri, SP: Editora Manole, 2013.

MANUAL DE OSLO. Diretrizes para coleta e interpretação de dados sobre inovação. 3º Ed., OECD, OCDE, Eurostat, FINEP. 1997.

MARMONTEL, C. V. F. RODRIGUES, V. A. Parâmetros indicativos para qualidade da água em nascentes com diferentes coberturas de terra e conservação da vegetação ciliar. *Floresta e Ambiente* 2015 22(2):171-181.

MEYER, B. N.; FERRIGNI, N. R.; PUTNAM, J. E.; JACOBSEN, L. B.; NICHOLS, D. E.; MCLAUGHLIN, J. L. Brine Shrimp: A Convenient General Bioassay for Active Plant Constituents. *Planta Médica*, v. 45, n. 05, p. 31–34, 1982.

MORAES, R. M. Aspectos fisiológicos, metabólicos e alterações no ciclo celular de *Lactuca sativa* L. (Asteraceae) em resposta ao cobre, peróxido de hidrogênio e óxido nítrico. Dissertação de mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental. Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL. Alfenas-MG, 2015.

OLIVEIRA, C. N., CAMPOS, V. P., MEDEIROS, Y. D. P. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: Bacia Hidrográfica do Rio Salitre. *Quim. Nova*, Vol. 33, No. 5, 1059-1066, 2010.

OLIVESKI, J. BREHM, F. A. KIELING, A. G. KOHL, C. A. Avaliação da qualidade da água do rio Gravataí. *Cidade Bem Tratada*. Porto Alegre – RS. 2018. Disponível em: <<http://institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/article/view/851/512>>. Acesso em: 14/01/2019.

PAVESI, K. S. Metodologia de extração sequencial de fósforo em sedimento como ferramenta para avaliação de eutrofização em ambientes aquáticos. Trabalho de Conclusão de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2010.

PÉREZ, J. M. Biofilme e macrófitas como ferramenta de biorremediação em ecossistemas aquáticos e tratamento de esgotos. Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa-PB, 2015.

PIMENTA, S. F. P. Comparação entre a biorremediação de água natural e água residual utilizando *Chlorella vulgaris*. Dissertação submetida à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto para a obtenção do grau de Mestre em Biologia e Gestão da Qualidade da Água. 2012.

PINHEIRO, M. B. Aplicação da fitorremediação em função de tipologias de infraestrutura verde em microbacias urbanas da cidade de São Paulo. *Revista LABVERDE* nº 10, v. 1, Artigo 06. FAUUSP – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São. ISSN 2179-2275. 2015.

PLANO MUNICIPAL DE DRENAGEM DE ÁGUAS PLUVIAIS. Município de Campo Mourão – PR, 2018. Disponível em: <<https://campomourao.atende.net/atende.php?rot=1&aca=119&ajax=t&processo=viewFile&ajaxPrevent=1521655640548&file=C141AC927D442882D5393A593C020AF19578D601&sis tema=WPO&classe=UploadMidia>>. Acesso em: 09/10/2018.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO – PMSB. Município de Campo Mourão – PR, 2018. Disponível em: <<https://campomourao.atende.net/atende.php?rot=1&aca=119&ajax=t&processo=viewFile&ajaxPrevent=1521655608920&file=1C0C310669209CC21200026B8CBE0695DDA43E36&sis tema=WPO&classe=UploadMidia>>. Acesso em: 05/10/2018.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. Instituto de Biociências – IB/USP, Universidade de São Paulo. Primeira edição. DOI 10.11606/9788585658670. São Paulo, 2017.

PONTES, P. P., MARQUES, A. R., MARQUES, G. F. Efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água na micro-bacia do Córrego Banguelo – Contagem. *Amibi-Agua*, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 183-194, 2012.

PORTARIA SUREHMA. Bacia do Rio Piquiri - Portaria SUREHMA nº 017/91, de 12 de maio de 1992. Disponível em: <<http://www.rekursoshidricos.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=29>>. Acesso em: 03/10/2018.

PORTARIA SUREHMA. Bacia do Rio Ivaí - Portaria SUREHMA nº 019/92, de 12 de maio de 1992. Disponível em: <<http://www.rekursoshidricos.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=29>>. Acesso em: 03/10/2018.

POWERS, S. M. BRUULSEMA, T. W. BURT, T. P. CHAN, N. I. ELSEER, J. J. HAYGARTH, P. M. Long-term accumulation and transport of anthropogenic phosphorus in threeriver basins. *Nature Geoscience*, 9(5), 353–356, 2016.

QUEIROZ, M. T. A. Avaliação da qualidade da água da sub-bacia do rio Piracicaba e da sua área de influência no reservatório da usina hidrelétrica de Sá Carvalho, Antônio Dias, MG, Brasil. Programa de Pós-graduação em em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG, 2017.

RAJABI, S. RAMAZANI, A. HAMIDI, M. NAJI, T. *Artemia salina* as a model organism in toxicity assessment of nanoparticles. *DARU Journal of Pharmaceutical Sciences*, v. 23, n. 1, p. 20, 2015.

REZA, R., SINGH, G. Heavy metal contamination and its indexing approach for river water. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 7 (4), 785-792, Autumn 2010.

ROCHA, A. A. ZANELLA, G. B. Avaliação da qualidade da água do Rio Santa Rosa Francisco Beltrão – PR. Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Francisco Beltrão, 2016.

RODRIGUES, L. C. A. BARBOSA, S. PAZIN, M. MASELLI, B. S. BEIJO, L. A. KUMMROW, F. Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 10, p. 1099–1108, 2013.

SALLES, F. J. TOLEDO, M. C. B. CÉSAR, A. C. G. FERREIRA, G. M. BARBÉRIO, A. Cytotoxic and genotoxic assessment of surface water from São Paulo State, Brazil, during the rainy and dry seasons. *Ecotoxicology* (2016) 25:633–645 DOI 10.1007/s10646-016-1622-1. Springer Science and Business Media New York, 2016.

SANTOS, I. M. C. MELO, H. M. CARNEIRO, J. K. R. OLIVEIRA, M. A. S. Avaliação citotóxica, genotóxica e mutagênica do extrato de *Morinda citrifolia* em diferentes concentrações sobre o teste *Allium Cepa*. *Revista de Ciências Médicas e Biológicas*, Salvador, v. 17, n. 1, p. 40-45, jan./abr. 2018.

SANTOS, R. S. MOHR, T. Saúde e qualidade da água: análises microbiológicas e físico-químicas em águas subterrâneas. *Revista Contexto & Saúde*, v. 13, n. 24/25, p. 46-53, 2013.

SASSOMA, I. T. L. SOUSA, I. F. NETTO, A. O. A. CARVALHO, C. M. Avaliação temporal e espacial de características físicoquímicas em águas superficiais do rio Catumbela, Angola. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada* v.9, nº.3, p. 113 - 126, 2015. ISSN 1982-7679 (Online).

SCHNEIDER, R. M. FREIRE, R. COSSICH, E. S., SOARES, P. F., FREITAS, F. H., TAVARES, C. R. G. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. *Acta Scientiarum. Technology Maringá*, v. 33, n. 3, p. 295-303, 2011.

SEYFRIED, M. Triagem da atividade antitumoral de extratos vegetais utilizando ensaios de toxicidade in vivo sobre *Artemia salina* e in vitro sobre células da linhagem HeLa. Programa de Pós-Graduação em Biologia Celular, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2010.

SILVA, C. M. Ocupação irregular de região de nascente e interferência na qualidade da água no Rio do Campo em Campo Mourão – PR. Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia Ambiental. Coordenação de Engenharia Ambiental – COEAM. Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Campo Mourão, PR, 2015.

SILVA, D. C. V. R. POMPÊO, M. PAIVA, T. C. B. Capítulo 22 – A ecotoxicologia no contexto atual no Brasil. *Ecologia de reservatórios e interfaces*. Instituto de Biociências – IB/USP. Universidade de São Paulo, 2015.

SILVA, J. A. Aplicação de indicadores ambientais para o cálculo do IQA (Índice de Qualidade da Água) em zona urbana de Manaus. Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-Graduação Em Química. Dissertação de mestrado. Manaus – AM, 2016.

SILVA, R. G. F. Análise de emissários da galeria de águas pluviais contribuintes do Rio Km 119 na região central do município de Campo Mourão, Paraná. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Departamento Acadêmico de Engenharia Civil, Curso de Engenharia Civil. Campo Mourão – PR, 2016.

SILVA, V. B. GASPARETTO, N. V. L. Qualidade da água na sub-bacia do rio do Campo - Campo Mourão-PR. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.09, n.02 (2016) 585-600. ISSN: 1984-2295.

SIMÕES, M. S. MADAIL, R. H. NOGUEIRA, M. L. Padronização de bioensaios para detecção de compostos alelopáticos e toxicantes ambientais utilizando Alface. *Biotemas*, v. 26, n. 3, p. 29-36, 2013.

SISINNO, C. L. S. OLIVEIRA-FILHO, E. C. Princípios da toxicologia ambiental. Editora Interciência. 1ª Ed. Rio de Janeiro, 2013. 216 p.

SOUZA, D. C. IWAKURA, L. LIMA, S. B. LOCASTRO, J. K. Comparative effect of temperature on the performance of *Typha domingensis* pers. and *Pontederia parviflora* Alexander in phytotreatment. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 41, e39038, 2019.

SOUZA, J. R., MORAES, M. E. B., SONODA, S. L., SANTOS, H. C. R. G. A Importância da Qualidade da Água e os seus Múltiplos Usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. *REDE - Revista Eletrônica do Prodepa*, v.8, n.1, p. 26-45, abr. 2014, Fortaleza, Brasil, ISSN: 1982-5528.

SOUZA, M. M., GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. *Eng. Sanit. Ambient.* V.19 n.3, jul/set 2014, P. 263-274.

SOUZA, S. H. D. Delimitação da região da nascente do Rio Km 119, Campo Mourão-PR, por imagens de satélites. Universidade Tecnológica Federal do Paraná/UTFPR. Campo Mourão – PR, 2009.

SOUZA, D. C. RIBEIRO, R. LIMA, S. B. CARVALHO, K. Q. SILVA, J. R. Tolerância e hiperacumulação de cobre em *Pontederia Parviflora* Alexander. *OLAM – Ciência & Tecnologia*, ISSN 1982-7784, n. 2, p. 330. Rio Claro – SP, 2009.

USEPA: United States Environmental Protection Agency. Ecological Effects Test Guidelines. OPPTS 850.4200. Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test. EPA 712-C-96-154, 1996. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>. Acesso em: 08/11/2018.

VIANA, L. O. MARTINS, K. G. SOUZA, K. V. STROPARO, E. C. Fitotoxicidade de efluente da indústria cervejeira em sementes de *Lactuca sativa* L. *Revista Internacional de Ciências*, v. 07, n. 02, p. 265-275, jul-dez, 2017.

VIEIRA, T. M. Avaliação físico-química, ecotoxicológica e biorremediação microbiológica de bases e pigmentos de tintas acrílicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Universidade Federal de Goiás. Goiânia-GO, 2016.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4ª Ed. Belo Horizonte – MG: Editora UFMG, 2017.

WEBER, B. D. SANTOS, A. A. Utilização da biorremediação como ferramenta para o controle da degradação ambiental causada pelo petróleo e seus derivados. *Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal*, v. 10, n. 1 , p. 114-133, jan./fev. 2013.

YOUNG, B. J. RIERA, N. I. BEILY, M. E. BRES, P. A. CRESPO, D. C. RONCO, A. E. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 76 (2012) 182–186.

APÊNDICES

APÊNDICE I – Fotografias dos pontos de coleta de água do Rio do Campo e do Rio Km 119 em outubro de 2018 (coleta 1, período de seca)

Ponto de coleta P1 de amostra de água no Rio do Campo



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Depósito irregular de resíduos próximo ao ponto de coleta P1



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P2 de amostra de água no Rio do Campo (a)



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P2 de amostra de água no Rio do Campo (b)



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P3 de amostra de água no Rio do Campo



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Entorno da área do ponto de coleta P3



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Área agrícola situada no entorno do ponto de coleta P4 do Rio do Campo



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P5 do Rio do Campo



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Área agrícola e residência próximo ao ponto de coleta P5



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P6 do Rio Km 119



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Proximidades do ponto de coleta P6



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P7 do Rio Km 119



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Local de entorno do ponto de coleta P7



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P8 do Rio Km 119



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Resíduos sólidos encontrados no ponto de coleta P8



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Área acima do ponto de coleta P8



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Residência localizada próxima ao ponto de coleta P8



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

APÊNDICE II – Fotografias dos pontos de coleta de água do Rio do Campo e do Rio Km 119 em dezembro de 2018 (coleta 2, período de chuvas)

Ponto de coleta P1 de amostra de água no Rio do Campo



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponte sobre o Rio do Campo próximo ao ponto de coleta P1



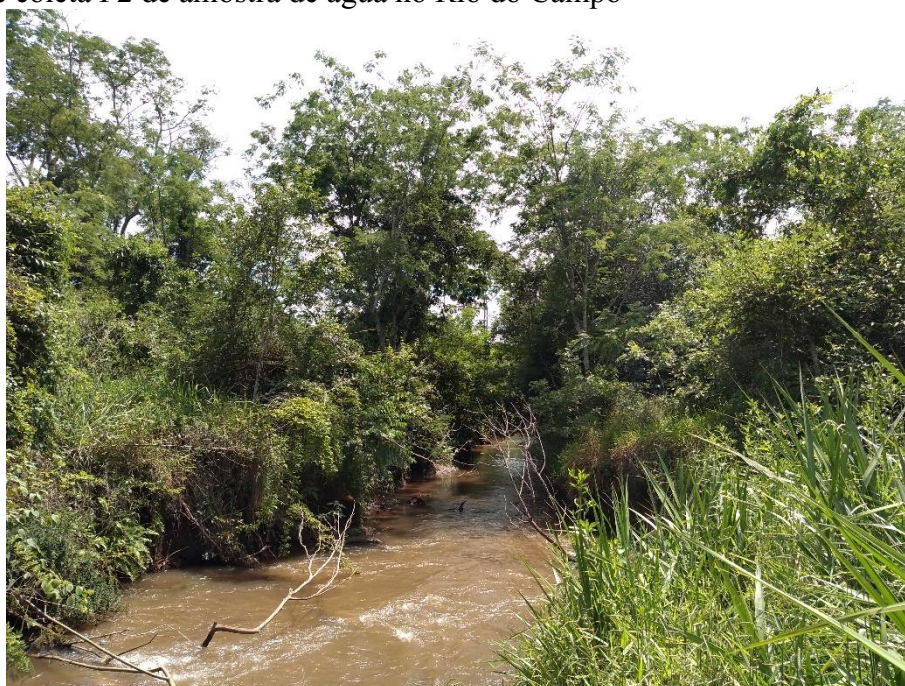
Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Depósito irregular de resíduos próximo ao ponto de coleta P1



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P2 de amostra de água no Rio do Campo



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponte sobre o Rio do Campo no ponto de coleta P2



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P3 de amostra de água no Rio do Campo



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Área urbana ao redor do ponto de coleta P3



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Área agrícola situada no entorno do ponto de coleta P4 do Rio do Campo



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Entorno do ponto de coleta P4 do Rio do Campo



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P5 do Rio do Campo



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Área agrícola no entorno do ponto de coleta P5



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Roda d'água próximo ao ponto de coleta P5



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P6 do Rio Km 119



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Área e queima de resíduos próximo ao ponto de coleta P6



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Área urbanizada próximo ao ponto de coleta P6



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P7 do Rio Km 119



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P7 do Rio Km 119



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Praça no entorno do ponto de coleta P7



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Ponto de coleta P8 do Rio Km 119



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Resíduos no ponto de coleta P8



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

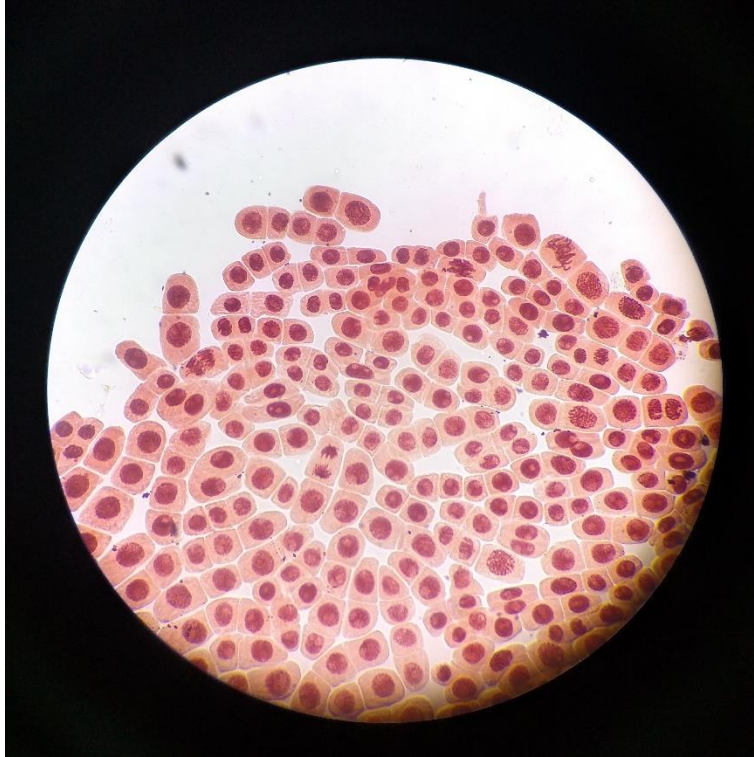
Plantação de eucalipto na área acima do ponto de coleta P8



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

APÊNDICE III – Fotografias das observações em microscópio das fases de divisão celular do teste *Allium cepa*

Divisão celular



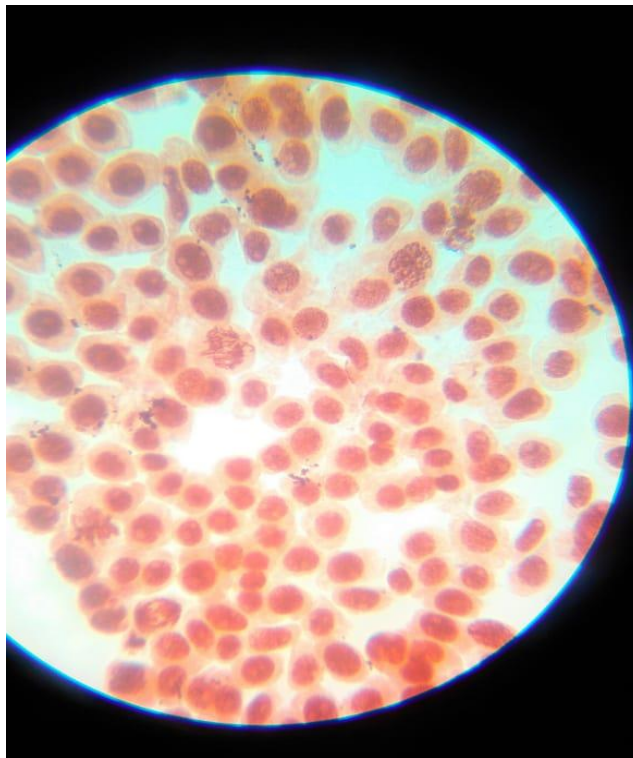
Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Divisão celular



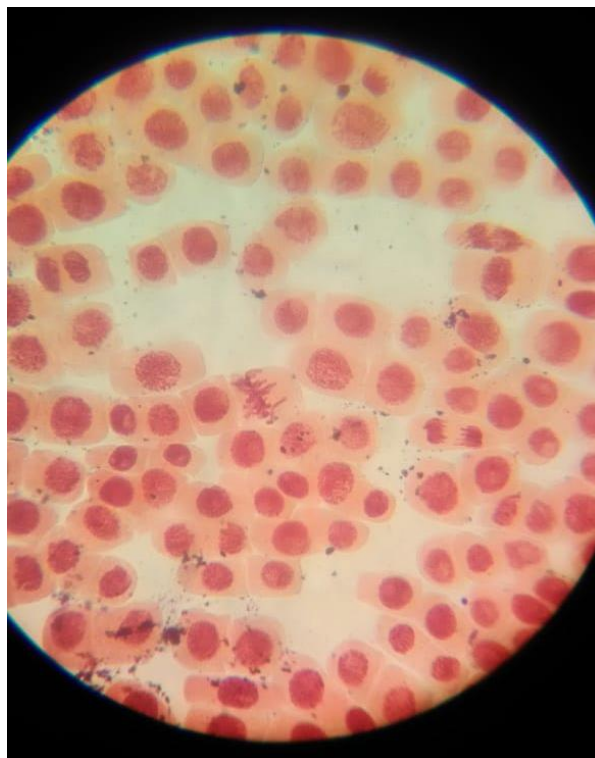
Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Observação de prófase com cromossomo solto em células meristemáticas de *Allium cepa*
– ponto P2 período de chuvas



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Observação de metáfase com cromossomo solto em células meristemáticas de *Allium cepa*
– ponto P5 período de chuvas



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).