

UNIVERSIDADE DA REGIÃO DE JOINVILLE – UNIVILLE
MESTRADO EM SAÚDE E MEIO AMBIENTE - MSMA

ALINE SCHELLER COAN

**CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA ÁGUA E SEDIMENTO DO RIO
CACHOEIRA (JOINVILLE-SC) POR DIFERENTES BIOINDICADORES**

JOINVILLE

2019

ALINE SCHELLER COAN

**CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA ÁGUA E SEDIMENTO DO RIO
CACHOEIRA (JOINVILLE-SC) POR DIFERENTES BIOINDICADORES**

Dissertação apresentada como requisito parcial à
obtenção do grau de Mestre ao curso de Mestrado em
Saúde e Meio Ambiente da Universidade da Região
de Joinville – UNIVILLE.

Profa. Orientadora: Dra. Therezinha Maria Novais de
Oliveira.

JOINVILLE

2019

Catalogação na publicação pela Biblioteca Universitária da Univille

C652c	Coan, Aline Scheller Caracterização ambiental da água e sedimento do rio cachoeira (Joinville-SC) por diferentes bioindicadores/ Aline Scheller Coan; orientadora Dra. Therezinha Maria Novais de Oliveira. – Joinville: UNIVILLE, 2019. 94 p.: il. ; 30 cm Dissertação (Mestrado em Saúde e Meio Ambiente – Universidade da Região de Joinville) 1. Impacto ambiental – Avaliação. 2. Toxicologia ambiental – Cachoeira, Rio (SC). 3. Sedimentos fluviais. I. Oliveira, Therezinha Maria Novais de (orient.). II. Título. CDD 333.714
-------	---

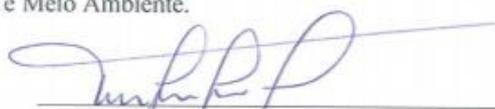
Termo de Aprovação

“Caracterização Ambiental das Águas e Sedimentos do Rio Cachoeira”

por

Aline Scheller

Dissertação julgada para a obtenção do título de Mestra em Saúde e Meio Ambiente, área de concentração Saúde e Meio Ambiente e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente.



Prof. Dra. Therezinha Maria Novais de Oliveira
Orientadora (UNIVILLE)



Prof. Dr. Paulo Henrique Condeixa de França
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente

Banca Examinadora:



Prof. Dra. Therezinha Maria Novais de Oliveira
- Orientadora (UNIVILLE)



Prof. Dra. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto
(UFSC)



Prof. Dr. Pedro Carlos Pinheiro
(UNIVILLE)

Joinville, 22 de maio de 2019

AGRADECIMENTOS

À minha família, o meu agradecimento é em especial aos meus pais, por sempre me incentivarem aos estudos. Aos meus irmãos e sobrinhos, agradeço a cada momento em que vocês me trouxeram motivação e coragem para buscar dias melhores e prósperos.

Ao meu marido Filipe, por toda ajuda em todas as etapas do mestrado, com coletas e pescaria. Obrigada pela paciência e companheirismo, foram essenciais para a continuidade desta caminhada.

À minha orientadora Dr^a Therezinha Maria Novais de Oliveira, muito obrigada, pelos ensinamentos e principalmente pela confiança. Serás eternamente lembrada.

À minhas amigas Claudia, Renata, Karin, Jamile, Larissa, Julia e Mari por toda ajuda com as coletas e pela parceria que pude ter durante o mestrado e sempre, muito obrigada!

Ao trio de colegas do mestrado Michele, Ana e Kaethelin, parceiras das aulas, dos grupos de estudos e acima de tudo amigas que levarei para a vida.

As minhas estagiarias e amigas Rizia, Milena e Mayara, por toda ajuda nos laboratórios, e pela parceria ao longo do mestrado.

Aos parceiros de coleta Jaqueline e Thiago, por toda ajuda prestada com os peixes.

Ao professor Pedro Pinheiro, pela ajuda com a identificação dos peixes e auxílio com tratamento estatístico dos dados.

Aos nossos professores, nossos doutores. Dividiram conhecimento, sabedoria e contribuíram para a formação de alunos mais críticos e sábios.

E por fim, à Deus, por ter me dado forças e sabedoria para chegar até aqui.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	9
1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL.....	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3. INTERDISCIPLINARIDADE	17
4. REVISÃO DA LITERATURA	18
4.1 BACIA HIDROGRÁFICA	18
4.2 RIOS URBANOS E POLUIÇÃO NA ÓTICA DA SAÚDE AMBIENTAL.....	18
4.3 INDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	21
4.4 TOXICOLOGIA AMBIENTAL	22
4.4.1 Organismos teste	22
4.4.1.1 <i>Scenedesmus subspicatus</i>	24
4.4.1.2 <i>Daphnia magna</i>	25
4.4.1.3 <i>Euruca sativa</i>	26
4.5 ENSAIOS DE TOXICIDADE.....	27
4.5.1 Toxicidade aguda	29
4.5.2 Toxicidade crônica	31
4.5.3 Bioética nos ensaios toxicológicos	33
5. MATERIAIS E MÉTODOS	34
5.1 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL	34
5.2 ÁREA DE ESTUDO.....	35
5.2.1 Localização e descrição dos pontos.....	36
5.2.1.1 Ponto 1	37
5.2.1.2 Ponto 2	38
5.2.1.3 Ponto 3	39
5.3 AMOSTRAGEM.....	39
5.3.1 Periodicidade	39
5.3.2 Métodos de Amostragens	40
5.4 PREPARO DA ÁGUA E SEDIMENTO	40

5.4.1	Água.....	40
5.4.2	Sedimento.....	41
5.5	ANÁLISE DE METAIS EM PEIXES.....	42
5.6	BIOENSAIOS.....	43
5.6.1	Bioensaio com <i>Daphnia magna</i>	43
5.6.2	Bioensaio fitotoxicológico com <i>Eruca sativa</i>	45
5.6.3	Bioensaio toxicológico com algas (<i>Chlorophyceae</i>).....	48
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51
6.1	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS ÁGUAS DO RIO CACHOEIRA.....	51
6.1.1	Condutividade.....	52
6.1.2	Oxigênio Dissolvido.....	52
6.1.3	Potencial Hidrogeniônico (pH).....	53
6.1.4	Temperatura.....	54
6.2	ANÁLISE DE METAIS PESADOS.....	56
6.2.1	Metais em amostras de água e sedimento nos pontos amostrais.....	56
6.2.2	Metais em amostras de tecidos dos peixes entre os pontos amostrais.....	57
6.2.3	Pb – Chumbo.....	58
6.2.4	Cu – Cobre.....	59
6.2.5	Cr – Cromo.....	61
6.2.6	Zn – Zinco.....	63
6.2.7	Ni – Níquel.....	65
6.3	FITOTOXIDADE PARA <i>ERUCA SATIVA</i>	67
6.4	TOXICIDADE PARA ALGAS (<i>CHLOROPHYCEAE</i>).....	71
6.5	TOXICIDADE PARA <i>DAPHNIA MAGNA</i>	74
6.5.1	Toxicidade aguda com <i>Daphnia magna</i>	74
6.5.2	Toxicidade crônico com <i>Daphnia magna</i>	75
	CONCLUSÃO.....	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.Periodicidade das amostragens e altura da maré no rio Cachoeira para os três pontos de coleta.	39
Tabela 2. Valores dos parâmetros físico-químicos das águas e sedimento do rio Cachoeira: condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido e temperatura, seguidos da média e desvio padrão.	51
Tabela 3.Tabela da altura da maré no rio Cachoeira para os três pontos de coleta.	55
Tabela 4.Concentração média dos metais pesados na água (mg.L-1), com os limites de referência.	56
Tabela 5.. Concentração média dos metais pesados nos peixes (mg.kg-1), com os limites de referência.....	57
Tabela 6. Teste LSD: determinação de diferença estatísticas entre os pontos e amostras para Pb....	59
Tabela 7. Teste LSD: determinação de diferença estatísticas entre os pontos e amostras para Cu. ..	61
Tabela 8.Teste LSD: determinação de diferença estatísticas entre os pontos e amostras para Cr.....	63
Tabela 9. Teste LSD: determinação de diferença estatísticas entre os pontos e amostras para Zn. ..	64
Tabela 10.Teste LSD: determinação de diferença estatísticas entre os pontos e amostras para Ni...	66
Tabela 11.Resultados dos ensaios desenvolvidos para determinação dos critérios de validade dos ensaios de toxicidade crônica.....	75
Tabela 12.Média de filhotes obtidos nos quatro controles realizados.	76

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Exemplo de cadeia alimentar do ecossistema aquático.	23
Figura 2. Microalga <i>Scenedesmus subspicatus</i> usada para a alimentação e ensaio da <i>Daphnia magna</i>	24
Figura 3. Microcrustáceo <i>Daphnia magna</i>	25
Figura 4. Ensaio de Germinação com <i>Euruca sativa</i>	27
Figura 5. Representação de uma curva dose-resposta.	28
Figura 6 . Planejamento experimental.	34
Figura 7. Localização da BHRC.	35
Figura 8. Média aritmética dos Índice de Qualidade da Água (IQA).	36
Figura 9. Localização dos pontos de coleta.	37
Figura 10. Visão geral do Ponto amostral 1 (A) e ponto de coleta mais próximo a nascente (B).	38
Figura 11. Visão geral do Ponto amostral 2 (A) e coleta de água com garrafa de Van dorn no local em análise (B).	38
Figura 12. Visão geral do Ponto amostral 3.	39
Figura 13. Sedimento do Rio Cachoeira (A), solubilizado do sedimento (B) e solubilizado filtrado dos pontos 1, 2 e 3.	42
Figura 14. Identificação e biometria do peixe (A) e retirada dos órgãos (B).	42
Figura 15. Teste agudo com <i>Daphnia magna</i>	44
Figura 16. Teste crônico com <i>Daphnia magna</i> (A) e disposição dos ensaios na incubadora (B).	45
Figura 17. Placa com <i>Eruca sativa</i> (A) e teste de fitotoxicidade para os pontos amostrais (B).	46
Figura 18. Cultivo da microalga <i>Scenedesmus subspicatus</i> em meio oligo.	48
Figura 19. Erlen com solução-teste após as 72 h de ensaio.	49
Figura 20. Amostras prontas para leitura por espectrofotometria após a extração da clorofila.	49
Figura 21. Variação espacial (A) e temporal (B) das amostras de água para valores médios, máximos e mínimos obtidos da condutividade elétrica.	52
Figura 22. Variação espacial (A) e temporal (B) do Oxigênio Dissolvido das amostras de água do Rio Cachoeira.	53
Figura 23. Variação espacial (A) e temporal (B) do pH das amostras de água do Rio Cachoeira.	54
Figura 24. Variação espacial (A) e temporal (B) da Temperatura das amostras de água do Rio Cachoeira.	55
Figura 25. Metais pesados avaliados nas amostras de sedimento para os Pontos 1, 2 e 3.	56
Figura 26. Perfil de elevação do Rio Cachoeira.	57

Figura 27. Análise estatística para Pb nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.....	58
Figura 28. Análise estatística para Cu nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.....	60
Figura 29. Análise estatística para Cr nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.....	62
Figura 30. Análise estatística para Zn nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.....	64
Figura 31. Análise estatística para Ni nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.....	65
Figura 32. Valores médios do Índice de Germinação para <i>Euruca sativa</i> no teste de fitotoxicidade	67
Figura 33. Valores médios do Alongamento da raiz para <i>Euruca sativa</i> no teste de fitotoxicidade realizado com amostras da água (A, B, C e D) e sedimento (A', B', C' e D') do rio Cachoeira no mês de abril.	69
Figura 34. Gráfico com valores médios do Índice de germinação, para <i>Euruca sativa</i> no teste de fitotoxicidade realizado com amostras da água (A, B, C e D) e sedimento (A', B', C' e D') do rio Cachoeira no mês de julho.	70
Figura 35. Variação espacial (A) e temporal (B) das amostras de água e Variação espacial (C) e temporal (D) das amostras do solubilizado para inibição do crescimento da microalga <i>Senesdesmus subspicatus</i>	72
Figura 36. Resultado do ensaio agudo para amostras de água (A) e solubilizado (B).....	74
Figura 37. Valores médios da longevidade para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado com amostras do controle, de água (A) e solubilizado do sedimento (B) do rio Cachoeira.	76
Figura 38. Valores médios da sobrevivência para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado com amostras do controle e de água (A) e solubilizado do sedimento (B) do rio Cachoeira.	77
Figura 39. Variação espacial (A) e temporal (B) das amostras de água e Variação espacial (C) e temporal (D) das amostras do solubilizado para valores médios, máximos e mínimos obtidos para fecundidade da <i>Daphnia magna</i>	78
Figura 40. Valor médio de posturas obtidas para <i>Daphnia magna</i> nos testes de toxicidade crônica realizados com o controle, água (A) e solubilizado do sedimento (B).	79
Figura 41. Médias e respectivos desvios-padrão para o comprimento dorsal (A) e ventral (B) dos filhotes de <i>Daphnia magna</i> para amostras de água e Médias e respectivos desvios-padrão para o comprimento dorsal (C) e ventral (D) dos filhotes de <i>Daphnia magna</i> para amostra.....	80

RESUMO

O crescimento e a ocupação de uma cidade podem fazer com que as paisagens e ecossistemas mudem drasticamente. A utilização inadequada dos recursos naturais e a ocupação irregular dos espaços destroem aspectos que contribuiriam com a qualidade de vida da população, tais como as nascentes, rios e riachos de uma cidade. Os rios urbanos no Brasil, historicamente acabaram se tornando um problema devido ao mal-uso: sujos, malcheirosos, fontes de proliferação de todo tipo de agentes causadores de doenças e multiplicadores de doenças. No entanto, pouco monitoramento da qualidade das águas superficiais desses rios no Brasil tem sido realizado, limitando-se a alguns parâmetros, sem o conhecimento do grau de toxicidade destes recursos hídricos. Portanto, o objetivo deste estudo foi realizar a avaliação ambiental e toxicológica das águas e sedimento do Rio Cachoeira, importante rio urbano, totalmente inserido no município de Joinville, tendo sua foz no estuário Baía da Babitonga que abriga uma vasta biodiversidade. Para tanto, ao longo do rio foram estabelecidos três pontos amostrais, da nascente até a foz, neles foram realizadas 4 amostragens de água e sedimento, uma em cada estação do ano, de janeiro a novembro. As amostras de água e sedimento foram avaliadas quanto aos parâmetros físico-químicos de pH, temperatura, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e toxicológicos agudos e crônicos. Os ensaios toxicológicos agudos e crônicos foram realizados com a microalga *Scenedesmus subspicatus*, com o microcrustáceo *Daphnia magna* e com sementes de *Euruca sativa*, seguindo as respectivas metodologias: NBR 12.648, NBR 12713 (2009), ISO 10706 (2000), Costa (2010) e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2009). Foram também quantificadas a presença e concentrações de metais pesados em tecidos de peixes coletados no rio Cachoeira nas áreas de abrangência dos pontos 1, 2 e 3, identificando a presença de Pb, Cr e Zn no ponto 1(sedimento), somente Zn no ponto 2 (sedimento) e Pb, Cu, Cr, Zn e Ni no ponto 3 também para sedimento. Nas amostras de peixes foi identificado maior acúmulo de metais no fígado, sendo mais concentrado no ponto 3. Os resultados mostraram que os parâmetros físico-químicos atendem ao disposto na resolução CONAMA 357/2005 para rios de classe II, com exceção para o oxigênio dissolvido que apresentou valores abaixo de 5mg/L em todos os pontos de amostragem durante o período avaliado. As amostras também não apresentaram toxicidade aguda para o microcrustáceo *Daphnia magna*, porém para os ensaios crônicos, as amostras dos pontos 2 e 3 (água) e 1', 2' e 3' (sedimento) produziram alterações significativas na fecundidade e tamanho dos organismos. O ensaio crônico com a microalga *Scenedesmus subspicatus* apresentou valores de toxicidade na água para os pontos 2 e 3. O ensaio de fitotoxicidade com *Euruca sativa* apresentou valores de toxicidade para os pontos 2 e 3 (água), 2' e 3' (sedimento). Assim, este trabalho evidencia que o rio Cachoeira já apresenta efeitos tóxicos aos organismos testados, ainda que crônicos e de menor grau, o que coloca em risco a manutenção adequada daquele ecossistema.

Palavras-chave: Avaliação ambiental, Toxicologia, Bioensaios, *Daphnia magna*, *Euruca sativa*, *Scenedesmus subspicatus*, peixes, análise de metais.

ABSTRACT

The growth and occupation of a city can make landscapes and ecosystems change drastically. The inadequate use of natural resources and the irregular occupation of spaces destroy aspects that would contribute to the quality of life of the population, such as the springs, rivers and streams of a city. Urban rivers in Brazil have historically become a problem due to misuse: dirty, smelly, sources of proliferation of all kinds of agents that cause disease and multipliers of diseases. However, little monitoring of the surface water quality of these rivers in Brazil has been carried out, being limited to some parameters, without the knowledge of the degree of toxicity of these water resources. Therefore, the objective of this study was to carry out the environmental and toxicological evaluation of the waters and sediment of the Rio Cachoeira, an important urban river, totally inserted in the municipality of Joinville, and its mouth in the Baía da Babitonga estuary that shelters a vast biodiversity. To do so, three sampling points were established along the river, from the source to the mouth, in which 4 water and sediment samples were taken, one in each season of the year, from January to November. The water and sediment samples were evaluated for physical and chemical parameters of pH, temperature, turbidity, electrical conductivity, dissolved oxygen and acute and chronic toxicology. Acute and chronic toxicological tests were carried out with the microalga *Scenedesmus subspicatus*, with the microcrustacean *Daphnia magna* and with seeds of *Euruca sativa*, following the respective methodologies: NBR 12.648, NBR 12713 (2009), ISO 10706 (2000), Costa (2010) and Ministry of Agriculture, Livestock and Supply (2009). The presence and concentrations of heavy metals in fish tissues collected in the Cachoeira river were also quantified in areas covered by points 1, 2 and 3, identifying the presence of Pb, Cr and Zn at point 1 (sediment), only Zn at point 2 (sediment) and Pb, Cu, Cr, Zn and Ni at point 3 also for sediment. In the fish samples a greater accumulation of metals in the liver was identified, being more concentrated in point 3. The results showed that the physicochemical parameters comply with the provisions of CONAMA Resolution 357/2005 for Class II rivers, except for dissolved oxygen which presented values below 5mg / L at all sampling points during the evaluated period. The samples also showed no acute toxicity to the microcrustacean *Daphnia magna*, but for the chronic tests, the samples of points 2 and 3 (water) and 1', 2' and 3' (sediment) produced significant changes in the fecundity and size of organisms. The chronic test with the microalga *Scenedesmus subspicatus* presented values of toxicity in the water for points 2 and 3. The phytotoxicity test with *Euruca sativa* showed toxicity values for points 2 and 3 (water), 2' and 3' (sediment). Thus, this work shows that the Cachoeira River already presents toxic effects to the organisms tested, although chronic and of lower degree, which puts at risk the adequate maintenance of that ecosystem.

Keywords: Environmental assessment, Toxicology, Bioassays, *Daphnia magna*, *Euruca sativa*, *Scenedesmus subspicatus*, fish, metal analysis

1. INTRODUÇÃO

A qualidade dos corpos hídricos tem sido muito alterada nas últimas décadas. Dado este, desencadeado pela diversidade dos diversos usos da água pelo homem, o uso inadequado e a precariedade nos sistemas e controle de poluição destes recursos, os quais acarretaram degradação ambiental e diminuição considerável na disponibilidade de água de boa qualidade.

O município de Joinville possui mais de 580 mil habitantes, segundo dados IBGE (2017), sendo o município mais populoso de Santa Catarina, sede de empresas de diversos segmentos e grandes multinacionais, tendo como principais rios, o Rio Cachoeira e Rio Cubatão, e possuindo 23 bacias hidrográficas, dentre elas a Bacia do Rio Cachoeira, em destaque neste estudo.

A Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) está totalmente inserida no município de Joinville. A região das nascentes do Rio Cachoeira localiza-se no bairro Costa e Silva, nas proximidades da Rua Rui Barbosa e Estrada dos Suíços com a BR 101. Com 14,9 km de extensão, o Rio recebe a contribuição de vários afluentes, passando pela área central da cidade, onde historicamente nos seus 168 anos têm sofrido impactos, indo desaguar na Lagoa do Saguacu, continuando na Baía da Babitonga, importante complexo estuarino da região (RIBEIRO & OLIVEIRA, 2014).

O Rio Cachoeira é um dos maiores símbolos da cidade Joinville, ligado a história de desenvolvimento do município. Foi à sua margem que, em 1851, desembarcaram imigrantes suíços, alemães, noruegueses e outros, iniciando a colonização e a fundação de Joinville, maior cidade de Santa Catarina (ALMEIDA, 1999).

Ainda segundo Almeida (1999), os primeiros sinais de poluição no rio Cachoeira são antigos e remontam ao ano de 1877. No início do século, o Cachoeira ainda possuía águas limpas e era possível tirar dele várias espécies de peixes. Nas primeiras décadas deste século, eram comuns, também, os banhos públicos. Foi só a partir da década de 30, quando o porto de Joinville estava com excesso de movimento, que o rio Cachoeira começou a ser explorado como meio de escoamento da produção de madeira e dos produtos do Moinho de Trigo. Essa movimentação durou pelas duas décadas seguintes, porém, ainda era possível pescar e tomar banho no rio Cachoeira.

No início do século XX, o Rio Cachoeira ainda possuía águas limpas e era possível tirar dele várias espécies de peixes. Porém, com o rápido aumento da população na década de 70, motivado pela imigração em função do “boom” industrial, houve um aumento significativo na quantidade de resíduos domésticos lançados no rio. Infelizmente, os primeiros investimentos em esgotamento sanitário na cidade ocorreram apenas no final da década de 80. Do final da década de 80 até a metade dos anos 2000, não houve mais nenhum incremento de coleta e tratamento de esgoto na cidade, onde

a cidade ficou quase três décadas com pífios 14% de cobertura (ZSCHORNACK & OLIVEIRA, 2016).

A bacia hidrográfica do Rio Cachoeira hoje é ocupada por 49% da população, que ocupa 7% da área do município, sendo o Rio Cachoeira receptor de efluentes gerados nas residências e por grande parte das atividades econômicas. Conforme dados da NSC (2018), a rede de coleta de esgotos domésticos atinge apenas 34% da área da bacia, e os efluentes domésticos gerados no restante da bacia são despejados na rede de drenagem pluvial, contaminando córregos e rios, além disto, pequenas e médias indústrias distribuídas em toda a bacia e que não possuem estação de tratamento de efluentes adequados a legislação vigente são também responsáveis por parte da poluição química do Rio Cachoeira.

Nos últimos anos, estudos e resultados de análises sobre a melhoria da qualidade do Rio Cachoeira têm sido divulgados. Tais estudos, de forma geral, mostram melhorias, embora bem pontuais, decorrentes da ampliação da rede de esgoto na cidade de Joinville, França & Oliveira (2013), analisaram a presença de metais pesados e sua toxicidade nos sedimentos do Rio Cachoeira, Zschornack & Oliveira (2016), realizaram a avaliação do impacto da implantação do sistema de esgotamento sanitário na qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Cachoeira sob a ótica da saúde ambiental.

Segundo Baldo et al. (2015), o Comitê de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas dos Rios Cubatão e Cachoeira (CCJ) realiza suporte para a gestão de seus recursos hídricos por meio do monitoramento da qualidade da água, em diferentes pontos de coleta, desde as proximidades da nascente até a foz dos principais cursos d'água.

De 2005 até agora foram realizados em Joinville diversos investimentos na expansão do sistema de esgotamento sanitário. O índice de cobertura de esgoto era de 14% em 2005 e hoje 34% (ZSCHORNACK & OLIVEIRA, 2016).

O monitoramento dos recursos hídricos se constitui num poderoso instrumento, que possibilita a avaliação da oferta hídrica, base para decisões do aproveitamento múltiplo e integrado da água, bem como para a minimização de impactos ao meio ambiente (MINELLA, 2005).

A qualidade de um ambiente aquático pode ser avaliada por meio de amostragens de água, de sedimento e/ou da biota presentes neste ambiente utilizando para isto diversas metodologias de análises, tais como as análises químicas, físicas, toxicológicas, dentre outros métodos existentes. As análises físico-químicas utilizadas como meio singular de monitoramento das águas por si só não são suficientes para a determinação do efeito das misturas de substância nesse ecossistema, bem como estabelecer a persistência no ambiente e a interação da mesma com outras substâncias no ecossistema aquático (CAMPOS, 2015).

A Resolução CONAMA 357 (2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos, apresnta a necessidade de análises toxicológicas em complemento as análises físico-químicas.

A toxicologia é capaz de fornecer informações e indicações sobre possíveis alterações que estejam de alguma maneira trazendo prejuízos ao meio ambiente, servindo também como sistemas preventivos para a humanidade, a qual também está exposta a diversas alterações ambientais (PASCHOALINO et al., 2010).

Desta forma, a toxicologia vem como uma ferramenta que auxilia no rastreio e diagnóstico de prováveis efeitos prejudiciais ao meio ambiente, além da identificação dos potenciais resultados adversos que atingem a saúde humana, como as doenças de saúde pública, internações hospitalares (NASCIMENTO et al., 2006).

Assim sendo, este trabalho se propõe realizar um estudo e aprofundar os conhecimentos sobre as águas e sedimento do Rio Cachoeira por meio de ensaios físico-químicos e toxicológicos como contribuição para medidas de controle de poluição e saúde ambiental deste ecossistema.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Avaliar as águas e sedimento do rio Cachoeira, considerando aspectos ambientais e toxicológicos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os parâmetros físico-químicos da água e do sedimento do rio Cachoeira.
- Verificar a toxicidade aguda e crônica para *Daphnia magna* da água e sedimento do Rio Cachoeira.
- Verificar a toxicidade crônica para *Scenedesmus subspicatus* da água e sedimento do Rio Cachoeira.
- Verificar a fitotoxicidade para *Euruca sativa* da água e sedimento do Rio Cachoeira.
- Verificar a presença de metais pesados em peixes coletado no local em estudo.
- Integrar parâmetros ambientais e toxicológicos da água na bacia hidrográfica do rio cachoeira.

3. INTERDISCIPLINARIDADE

O crescimento e a ocupação de uma cidade podem fazer com que as paisagens e ecossistemas mudem drasticamente. A utilização inadequada dos recursos naturais e a ocupação irregular dos espaços impactam os recursos naturais que contribuem com a qualidade de vida da população, tais como as nascentes, rios e riachos de uma cidade. Os rios urbanos no Brasil, historicamente acabaram se tornando um problema devido ao mal-uso: sujos, malcheirosos, fontes de proliferação de todo tipo de agentes causadores de doenças e multiplicadores de doenças. No entanto, pouco monitoramento da qualidade das águas superficiais desses rios no Brasil tem sido realizado, limitando-se a alguns parâmetros, sem o conhecimento do grau de toxicidade destes recursos hídricos. Portanto, este estudo ao realizar a avaliação ambiental e toxicológica das águas e sedimento do Rio Cachoeira, rio urbano, totalmente inserido no município de Joinville, tendo sua foz no importante estuário Baía da Babitonga que abriga uma vasta biodiversidade, aborda os riscos à saúde dos ecossistemas e da população na ótica das questões ambientais, tais como a poluição da água e seus efeitos a importantes organismos da cadeia trófica, possibilitando um trabalho com o véis interdisciplinar. A toxicologia por si só é uma ciência interdisciplinar que envolve o olhar da biologia, química e saúde ambiental.

4. REVISÃO DA LITERATURA

4.1 BACIA HIDROGRÁFICA

Segundo Barrella (2001), uma Bacia hidrográfica pode ser definida como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, onde as águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático. As águas superficiais escoam para as partes mais baixas do terreno, formando riachos e rios, sendo que as cabeceiras são formadas por rios que brotam em terrenos íngremes das serras e montanhas e à medida que as águas dos riachos descem, juntam-se a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios, esses pequenos rios continuam seus trajetos recebendo água de outros tributários, formando rios maiores até desembocarem no oceano.

Para Torres et al. (2009), as bacias constituem ecossistemas adequados para avaliação dos impactos causados pela atividade antrópica, os quais acarretam riscos ao equilíbrio e a manutenção da quantidade e qualidade da água.

Para Lima & Zakia (2000), as bacias hidrográficas são sistemas abertos que recebem energia através de agentes climáticos e perdem energia através do deflúvio, podendo ser descritas em termos de variáveis interdependentes, que oscilam em torno de um padrão, e quando perturbadas por ações antrópicas, encontram-se em equilíbrio dinâmico. Assim, qualquer modificação no recebimento ou na liberação de energia, ou modificação na forma do sistema, acarretará uma mudança compensatória que tende a minimizar o efeito da modificação e restaurar o estado de equilíbrio dinâmico.

A Lei Federal nº 9.433/97 estabelece (art.1º, IV) que uma bacia hidrográfica é a unidade territorial para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e a atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Assim também o Artigo 3º, VI traz a diretriz geral de ação para a implementação da política, a integração da gestão das bacias hidrográficas com a dos sistemas estuarinos e zonas costeiras (ANEEL, 2008).

4.2 RIOS URBANOS E POLUIÇÃO NA ÓTICA DA SAÚDE AMBIENTAL

O crescimento e a ocupação de uma cidade podem fazer com que as paisagens e ecossistemas mudem drasticamente. A utilização dos recursos naturais e a ocupação do espaço destroem aspectos que contribuiriam com a qualidade de vida da população, como as nascentes, rios e riachos de uma cidade. Os rios urbanos acabaram se tornando problema. Sujos, malcheirosos, fontes de proliferação de todo tipo de agentes causadores de doenças e multiplicadores de doenças (INEAM, 2017).

Hoje a maioria dos rios urbanos são receptores de esgotos, depósitos de lixo, e em dias de chuvas torrenciais, são marcados por enchentes e alagamentos, episódios catastróficos que acabam gerando ecossistemas negados pelo crescimento urbano, onde suas margens geralmente são ocupadas pelos danos materiais tanto a saúde e até mortes das pessoas que moram as suas margens (SILVA & SANTOS, 2010).

Segundo dados da Comissão Mundial de Águas (2017), atualmente, os 500 maiores rios do planeta enfrentam problemas com a poluição. Contudo, diversas cidades conseguiram transformar seus rios outrora decadentes em belos cartões-postais, como Paris e Londres, integrando-os à sua vida econômica, social e urbana.

O Rio Sena, em Paris, foi degradado por conta da poluição industrial, situação comum a outros rios europeus e também brasileiros. Houve também um agravante: o recebimento de esgoto doméstico. Por conta de seu estado deplorável, desde a década de 1920 o Sena tem sido alvo de preocupações ambientais. Apenas em 1960 que os franceses passaram a investir na revitalização do local construindo estações de tratamento de esgoto. Como parte do processo de tratamento de esgoto, o governo também criou leis que multam fábricas e empresas que despejarem substâncias nas águas (JUSBRASIL, 2018).

Conforme relata Silva & Santos (2010), os rios urbanos são objetos naturais humanizados negados pelos processos sociais da cidade, sendo objeto e vítima da sociedade. Essa vulnerabilidade ocorre em função das condições de vida que residem uma população, e se agrava pela falta de saneamento ambiental e pela situação da moradia, gerada pela falta de investimento na universalização do saneamento.

As propriedades físicas e químicas dos ecossistemas aquáticos podem afetar significativamente a atividade biológica e o impacto dos agentes químicos e outros xenobióticos. A vulnerabilidade do ambiente aquático às substâncias químicas depende: das propriedades físicas e químicas dos contaminantes e dos produtos resultantes de sua transformação; da concentração dos contaminantes no ecossistema; da duração e do tipo de descarga dos contaminantes (descarga intermitente ou contínua); das propriedades do ecossistema que lhe permitem resistir às alterações resultantes da presença dos contaminantes, como a concentração de matéria orgânica dissolvida nelas e, da localização do ecossistema em relação ao sítio de lançamento dos contaminantes (RAND, 1995).

Hold (2000) destaca que as fontes de poluição podem ter duas classificações: pontuais e não pontuais. Podemos citar como fontes pontuais as estações de tratamento de efluentes industriais, redes de esgoto doméstico, derramamentos acidentais e mineração. As emissões de fontes pontuais são mais facilmente detectadas e controladas e, geralmente, resultam em descargas diretas dos contaminantes nos corpos d'água. Já as emissões de fontes não pontuais são de difícil controle, variam com o tempo e espaço e podem envolver rotas que resultem na deposição parcial dos contaminantes antes deles

atingirem os corpos d'água. Um exemplo típico de fonte não pontual é a utilização de pesticidas no solo.

As substâncias potencialmente tóxicas podem ser degradadas por processos abióticos e bióticos que ocorrem na natureza. No entanto, algumas delas resistem aos processos de degradação e por isso são capazes de persistirem no ambiente por longos períodos. O descarte contínuo no ambiente de uma substância persistente pode levar à sua acumulação em níveis ambientais suficientes para resultar em toxicidade (HODGSON, 2004).

Os metais têm sido considerados contaminantes relevantes, devido a sua reatividade, toxicidade e, em alguns casos, carcinogenicidade e mutagenicidade. Uma vez no ambiente, esses elementos tendem a distribuir-se nos diversos compartimentos ambientais, especialmente os sedimentos e a biota, podendo também ser encontrados nas águas, dependendo das condições ambientais. Por não se degradarem facilmente, permanecem durante anos no ambiente causando danos aos seres vivos. Os sedimentos são uns dos principais compartimentos que contêm esses xenobióticos devido a sua alta capacidade de sorção e acumulação associadas, aliado com a pouca solubilidade de alguns metais, possibilitando assim o uso dos mesmos como um bom indicador de poluição ambiental (COTTA *et al.*, 2006 & JESUS *et al.*, 2004).

Os sedimentos têm sido reconhecidos como os maiores repositórios de poluentes no ambiente aquático, mesmo quando as concentrações na água são baixas ou inexpressivas. O acúmulo de contaminantes nos sedimentos tende a ocorrer tanto por mecanismos físico-químicos, como a floculação e precipitação direta, quanto por adsorção no material particulado e posterior deposição no fundo. Por isso, a contaminação dos sedimentos é utilizada como um importante indicador ambiental de poluição, servindo para mapear, traçar e monitorar fontes antropogênicas de contaminação e/ou anomalias causadas por processos geoquímicos naturais. Por sua vez, a biota aquática é capaz de concentrar os metais em várias ordens de grandeza acima das concentrações encontradas na coluna d'água, e a ciclagem biológica dos metais no ambiente passa, portanto, a desempenhar um papel importante na dinâmica desses poluentes (HARMEL, 2004).

Os metais pesados têm número atômico e massa elevados e participam em reações químicas do metabolismo celular (MANAHAN, 1992). Em altas concentrações no meio aquático demonstram alto poder acumulativo na biota (ATLI CANLI, 2010).

Dentre esses organismos se destacam os peixes, foco de vários estudos sobre contaminação de metais, pois absorvem tanto os metais essenciais, como não essenciais, a partir da água e pela ingestão de alimento, retendo-os em seu tecido muscular (PEREIRA *et al.*, 2010; JABEEN *et al.*, 2012 & MERT *et al.*, 2014).

Lamelas & Slaveykova (2007), destacam que a toxicidade dos metais depende da forma química que assumem no ambiente aquático. Há evidências de que processos capazes de reduzir a

concentração dos íons metálicos livres como, por exemplo, reações de complexação, podem diminuir significativamente sua toxicidade. No ambiente aquático, metais podem se complexar com a matéria orgânica dissolvida, principalmente com substâncias húmicas. Essas representam 80% da matéria orgânica dissolvida nas águas naturais e influenciam numerosos processos biogeoquímicos.

Os peixes representam uma das principais fontes de ingestão de metais para o homem via cadeia alimentar, por serem um importante recurso proteico e fazerem parte da composição alimentar humana. No entanto, para entender o potencial risco dos metais para a ictiofauna e seus consumidores em uma região é necessário determinar a concentração de metais nos peixes e no meio em que estes vivem (BURGER *et al.*, 2002; LIMA Jr *et al.*, 2002; YI & ZANG, 2012).

Para Rand (1995), os contaminantes solúveis em água são introduzidos nos organismos aquáticos por meio da superfície do corpo (exposição dérmica) e pelos tecidos respiratórios. Contaminantes presentes nos alimentos podem ser ingeridos (exposição oral) e absorvidos pelo trato gastrointestinal, enquanto contaminantes adsorvidos em partículas e sedimentos podem penetrar no organismo por exposição dérmica ou respiratória, à medida que vão sendo dessorvidos para a água que está em contato com o organismo aquático.

Os efeitos deletérios provocados pela ação dos contaminantes nos organismos se propagam pelos demais componentes dos ecossistemas. Esses efeitos podem provocar modificações: nas características e dinâmica das populações (reprodução, migração, restabelecimento e mortalidade), na estrutura e função das comunidades (alteração na diversidade de espécies, modificações na relação predador-presa) e na função do ecossistema (alterações nos processos de respiração e fotossíntese e no fluxo de nutrientes) (CONNELL & MILLER, 1984).

4.3 INDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA

O Índice de Qualidade das Águas foi criado em 1970, nos Estados Unidos, pela National Sanitation Foundation. A partir de 1975 começou a ser utilizado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Nas décadas seguintes, outros Estados brasileiros adotaram o IQA, que hoje é o principal índice de qualidade da água utilizado no país. O IQA foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água bruta visando seu uso para o abastecimento público, após tratamento. Os parâmetros utilizados no cálculo do IQA são em sua maioria indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos (PNQA, 2018).

A avaliação da qualidade da água obtida pelo IQA apresenta limitações, já que este índice não analisa vários parâmetros importantes para o abastecimento público, tais como substâncias tóxicas (ex: metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos), protozoários patogênicos e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água (PNQA, 2018).

O IQA traz dados de qualidade de água inter-relacionados, aglutinando as variáveis em um indicador único. Ele é definido pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez ((ZSCHORNACK & OLIVEIRA, 2016).

4.4 TOXICOLOGIA AMBIENTAL

A toxicologia é a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo a interação das substâncias com o meio nos quais os organismos vivem num contexto integrado (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006).

Segundo Azevedo & Chasin (2003), o termo toxicologia foi criado pelo professor e pesquisador francês René Truhaut, em 1969, sendo considerada toxicologia como o estudo do destino e dos efeitos das substâncias químicas sobre o ecossistema, com base em métodos de laboratório e de campo, que estuda de forma quali-quantitativa os efeitos adversos das substâncias químicas, considerando suas relações no ecossistema e atuação nos organismos.

A aplicação dos princípios de toxicologia demanda a seleção de um organismo-teste, sendo selecionado seguindo alguns critérios. Dentre eles cita-se: disponibilidade e abundância do organismo-teste no ambiente, facilidade de cultivo em laboratório e conhecimento da biologia da espécie (BOHRER, 1995).

A toxicidade é uma propriedade que reflete o potencial de uma substância em causar um efeito danoso a um organismo vivo. Ela depende da concentração e das propriedades da substância química à qual o organismo é exposto e do tempo de exposição. Tradicionalmente, os testes de toxicidade aquática são utilizados para medir os efeitos tóxicos de substâncias particulares e de águas contaminadas. Dados de toxicidade são utilizados para comparar diferentes substâncias químicas, além de permitir comparar a sensibilidade de diferentes organismos aquáticos a uma mesma substância (RAND, 1995).

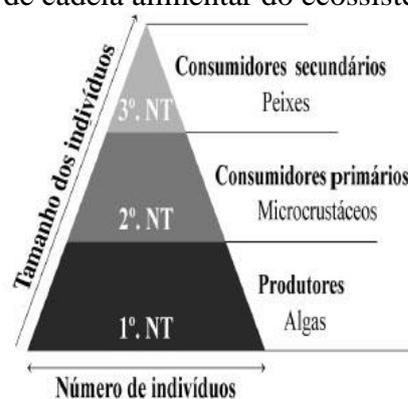
4.4.1 Organismos teste

Durante os bioensaios, os organismos-teste são expostos a uma série de diluições de uma amostra de água ou de uma substância química, sob condições experimentais bem definidas. Passando

o período do teste, constata-se o dano sofrido pelos organismos em cada diluição e, assim, a dimensão tóxica da amostra (KNIE, 2002).

É recomendado a utilização de testes com pelo menos quatro organismos-testes de diferentes espécies para avaliar a toxicidade de uma substância ou efluente, devido às diferenças de sensibilidade apresentadas por organismos de diferentes espécies frente às substâncias químicas. Além disso, não é possível extrapolar o efeito tóxico de uma substância sobre organismos de determinada espécie para organismos de outras espécies. É recomendável que o efeito tóxico de uma amostra seja avaliado para mais de uma espécie representativa da biota aquática, de preferência pertencentes a diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar, conforme Figura 1 (REGINATTO, 1998).

Figura 1. Exemplo de cadeia alimentar do ecossistema aquático.



Fonte: REGINATTO, 1998.

Sempre que possível, é recomendável avaliar o efeito de uma substância ou efluente para mais de uma espécie da biota aquática para que, por meio do resultado obtido com o organismo mais sensível, seja possível estimar com mais segurança o impacto do contaminante no corpo d'água receptor. Apesar disso, por razões práticas e econômicas, muitas vezes os testes de toxicidade são realizados com uma única espécie de organismo-teste (RIBO, 1997).

Muitas espécie aquática pode ser utilizada em testes de toxicidade, entretanto, as espécies utilizadas devem apresentar as seguintes características: seletividade constante e elevada aos contaminantes, elevadas disponibilidade e abundância, uniformidade e estabilidade genética nas populações, representatividade de seu nível trófico, significado ambiental em relação à área de estudo, ampla distribuição e importância comercial e, facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório. Além disso, devem ser utilizadas espécies cuja fisiologia, genética e comportamento sejam bem conhecidos, o que pode facilitar a interpretação dos resultados (RAND, 1995).

Os organismos a serem utilizados nesses testes devem ser representativos do ambiente aquático, de fácil cultivo e manutenção em laboratório, sensíveis aos poluentes e se possível, espécies padronizadas (ARAÚJO & ARAGÃO, 2005).

A escolha de um organismo teste tem uma maior influência quando se considera a sua relevância ecológica. As espécies podem ser selecionadas baseando-se na sensibilidade ao contaminante testado ou contido no sedimento, no hábito alimentar, na distribuição geográfica, na relação taxonômica com espécies nativas ou por já existir um procedimento padrão (USEPA, 1994).

4.4.1.1 *Scenedesmus subspicatus*

Segundo Reginatto (1998), o uso de algas como indicador biológico é importante porque como são produtores primários, elas se situam na base da cadeia alimentar e qualquer alteração na dinâmica de suas comunidades pode afetar os níveis tróficos superiores do ecossistema. Podemos destacar sua grande sensibilidade às alterações ocorridas no meio ambiente e o seu ciclo de vida relativamente curto, entre as vantagens em se utilizar algas em testes de toxicidade, o que possibilita a observação de efeitos tóxicos em várias gerações.

A microalga *Scenedesmus subspicatus* (Figura 2) é uma alga verde planctônica, representante dos produtores primários nos ecossistemas de água doce (KNIE & LOPES, 2004).

Figura 2. Microalga *Scenedesmus subspicatus* usada para a alimentação e ensaio da *Daphnia magna*.



Fonte: AlgaeBase, 2018.

O efeito de inibição resultante sobre a população de algas, após um intervalo de tempo pré-estabelecido (geralmente 3 ou 4 dias), é determinado comparando-se o crescimento observado na presença de agente tóxico com o crescimento normal observado em um sistema livre de agente tóxico, o qual é chamado de controle. A temperatura e a luminosidade devem ser rigorosamente controladas porque podem afetar significativamente o crescimento das algas. Para algas verdes de água doce, a temperatura recomendada é $24 \pm 2^\circ\text{C}$ e a intensidade de luz deve estar compreendida entre 80 e $120 \mu\text{E s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Dependendo do número de concentrações de agente tóxico e do número de réplicas utilizadas nos testes de toxicidade com algas, CE_{50} , CENO e CEO podem ser determinadas (SHAW, 1998).

Os resultados podem ainda ser comparados quanto à área sob a curva de crescimento obtida durante o período de 3 dias de teste, frequentemente chamada de biomassa, ou pela velocidade de crescimento das algas (CLEUVERS WEYERS, 2003).

O crescimento algácea pode ser determinado por contagem celular ao microscópio óptico ou com um contador eletrônico de partículas, pelo conteúdo de clorofila medido por espectrofotometria ou fluorimetria, ou pela turbidez medida em 750nm. As algas verdes e unicelulares de água doce *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus subspicatus* e *Selenastrum capricornutum* são frequentemente utilizadas em testes de toxicidade porque crescem rapidamente e suas culturas são facilmente preparadas em laboratório (ABNT, 2005).

Uma vez que a luz é um parâmetro imprescindível para o crescimento de algas, amostras que apresentam cor, como corantes e efluentes de indústrias têxteis, podem interferir nos testes de toxicidade com algas, levando a um resultado superestimado. Nesses casos, é difícil afirmar se o crescimento da população de algas foi realmente afetado pela interação da amostra com sítios alvos do organismo ou se simplesmente foi afetado porque parte da luz foi absorvida pela amostra. Além disso, como métodos ópticos como espectrofotometria e fluorimetria são sugeridos para determinar a concentração das algas, amostras com cor acentuada podem ser interferentes (REGINATTO, 1998).

4.4.1.2 *Daphnia magna*

Crustáceos de água doce da ordem Cladocera e do gênero *Daphnia*, vulgarmente conhecidos como pulgas d'água, são bastante utilizados em testes de toxicidade. Possuem ampla distribuição nos corpos d'água doce e sua importância em muitas cadeias alimentares, como fonte significativa de alimento para peixes, e um ciclo de vida relativamente curto. A *Daphnia magna* (Figura 3) é facilmente cultivado em laboratório e sensíveis a vários contaminantes do ambiente aquático, devido ao seu pequeno tamanho, necessitam de menores volumes de amostras-teste e água de diluição do que os testes realizados com algas e peixes (SHAW, 1998).

Figura 3. Microcrustáceo *Daphnia magna*.



Fonte: A autora

Várias espécies de *Daphnias* são utilizadas em testes de toxicidade, entretanto a mais utilizada é a *Daphnia magna*, na qual existe muita informação sobre as técnicas de cultivo, os requisitos de temperatura, luz e nutrientes e sobre sua resposta a muitas substâncias tóxicas. Além disso, a reprodução assexuada desses crustáceos por partenogênese garante a produção de organismos geneticamente idênticos permitindo, assim, a obtenção de organismos-teste com sensibilidade constante (BURATINI; BERTOLETTI & ZAGATTO, 2004).

No Brasil, a *Daphnia magna* vem sendo bastante utilizada em testes de toxicidade. Apesar de não ser uma espécie nativa, é facilmente cultivada em laboratório e atende os critérios estabelecidos pelos procedimentos padrões para a seleção de espécies alternativas (BURATINI; BERTOLETTI & ZAGATTO, 2004).

O efeito tóxico frequentemente avaliado em testes de toxicidade com microcrustáceos é a imobilidade porque, devido ao pequeno tamanho desses organismos, é difícil avaliar se estão mortos (SHAW, 1998).

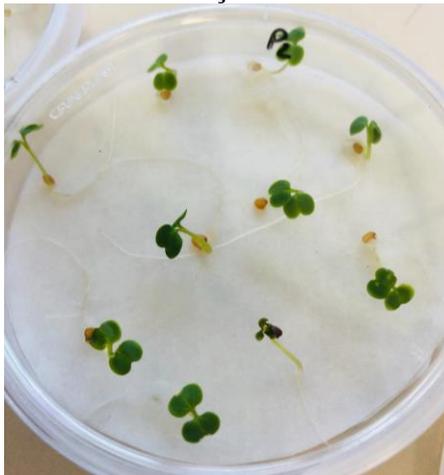
4.4.1.3 *Euruca sativa*

Segundo Pelegrini *et al.* (2006), os testes de toxicidade utilizando vegetais constituem recurso prático de baixo custo, de sensibilidade razoável na indicação qualitativa da presença de substâncias tóxicas ou inibidores biológicos como os pesticidas e herbicidas empregados nas lavouras.

Ensaio de germinação e desenvolvimento da radícula de sementes são ensaios padronizados internacionalmente por órgãos como a USEPA (1996) e OECD (2003), no entanto, no Brasil estes ensaios ainda não são padronizados. Estes ensaios vêm sendo cada vez mais utilizados na avaliação de potenciais danos ambientais devido ao seu custo relativamente baixo, a curta duração dos ensaios e a sensibilidade que estes organismos-teste apresentam a substâncias tóxicas (SOBRERO & RONCO, 2004).

A *Euruca sativa* (Figura 4) é uma planta herbácea e de ciclo anual, originária das regiões mediterrâneas da Europa e leste da Ásia. A rúcula apresenta folhas verde escuras, dispostas em roseta, com germinação em 4 dias (PURQUERIO, 2005).

Figura 4. Ensaio de Germinação com *Euruca sativa*.



Fonte: A autora.

A germinação das sementes e o alongamento das raízes é amplamente utilizado, onde os testes de fitotoxicidade são rápidos e precisos, mostrando sensibilidade, simplicidade, baixo custo e adequação para produtos químicos instáveis ou amostras (CETESB, 2017).

4.5 ENSAIOS DE TOXICIDADE

Segundo Knie & Lopes (2004), na toxicologia o uso de reativos biológicos permite a detecção de substâncias a concentrações bem abaixo dos limites de detecção por métodos de análises químicas. Além disto, a matéria viva responde de forma integrada a todos os fatores perturbadores, o que inclui efeitos produzidos por substâncias novas na água, formadas através de interações. Esta resposta se subtrai da análise química. Assim, os testes de toxicidade permitem, geralmente, uma avaliação bastante segura do potencial tóxico de substâncias ou de meios contaminados, permitindo também deduções indiretas do seu risco para o meio ambiente. Desta forma, testes toxicológicos vêm a ser ótimas ferramentas para auxiliar na tomada de decisões visando a preservação da biota aquática.

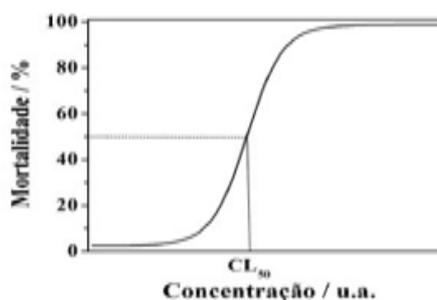
Segundo Azevedo & Chasin (2003) nos estudos de toxicidade, avaliam-se os efeitos causados ao organismo-teste, por meio da exposição de organismos representativos do ambiente às várias concentrações do efluente ou da substância potencialmente tóxica a ser testada, por período determinado. São avaliados os efeitos agudos, onde se observa letalidade e imobilidade, e os efeitos crônicos, em que se observam alterações no crescimento, reprodução e sobrevivência.

Os valores numéricos de toxicidade aguda e crônica, expressos como CL50, CE50, CENO e CEO, exprimem uma relação inversa à toxicidade, ou seja, menores valores numéricos indicam maiores toxicidades. Para facilitar a comparação e fazer com que esses parâmetros expressem uma relação direta com a toxicidade, podem ser transformados em unidades tóxicas aguda (UT^a) ou

crônica (UTc). Dessa forma, quanto maior o valor numérico em unidade tóxica, maior será a toxicidade da amostra (CLEUVERS & WEYERS, 2003).

A relação entre a concentração de uma substância química à qual é exposto um determinado organismo e o efeito nocivo que lhe é produzido, conhecida como relação dose-resposta, é um dos aspectos mais importantes da toxicologia aquática. A relação dose-resposta constitui a base fundamental para a avaliação do risco gerado pelas substâncias químicas no meio ambiente porque permite quantificar a toxicidade aguda dessas substâncias. Em geral, as curvas que representam a relação dose-resposta apresentam comportamento não-retilíneo do tipo sigmoide, como ilustrado na Figura 5 (HODGSON, 2004).

Figura 5. Representação de uma curva dose-resposta.



Fonte: HODGSON, 2004.

A estatística desempenha um papel importante no planejamento e execução dos testes de toxicidade e na análise e interpretação dos resultados obtidos nesses testes. Em geral, os métodos de análises dos resultados estão bem documentados, são aplicáveis à maioria dos dados obtidos nestes tipos de testes e podem ser manipulados por pessoas que não possuem conhecimentos de estatística (YU, 2005).

O método estatístico apropriado para analisar dados de toxicidade deve apresentar três características: ser razoavelmente preciso e acurado; ser programável, para que os cálculos possam ser realizados por um computador e, ser suficientemente robusto, o que significa que não deve falhar quando os dados forem atípicos. Quando um grande número de bioensaios é realizado, algumas anomalias podem ocorrer. O método estatístico escolhido deve ser capaz de estimar razoavelmente CE50 e CL50 a partir de tais dados anômalos (HAMILTON; RUSSO & THURSTON, 1977).

Os ensaios com sedimento podem ser realizados com o sedimento total ou com a fração líquida dos mesmos (água intersticial ou solubilizado). Os testes com o sedimento total consistem na exposição de organismos a amostras de sedimento supostamente contaminadas com substâncias químicas. Ao final do período de exposição, variável de acordo com o teste utilizado, a resposta do organismo-teste é observada em relação a um determinado efeito adverso (mortalidade, crescimento, reprodução, citotoxicidade, alterações nas taxas de desenvolvimento ou respiração) e comparada

estatisticamente com os resultados do controle e/ou sedimento de referência (ABESSA; SOUSA & TOMMASI, 2006).

Os ensaios com a fração líquida são realizados de acordo com os procedimentos descritos para amostras de água. Podem ser realizados com a água intersticial ou com o solubilizado. Existem diferentes métodos para extração da água intersticial como diálise, congelamento e centrifugação, sendo este último o mais utilizado. A solubilização é obtida por meio de lixiviação do sedimento com água destilada na proporção de uma parte de sedimento para quatro partes de água destilada. Após um período de agitação de 24 h, o sedimento é decantado e o líquido sobrenadante é retirado e submetido ao teste de toxicidade (ABESSA; SOUSA & TOMMASI, 2006).

Os ensaios de toxicidade podem ser classificados em agudos e crônicos. Esses testes diferem na duração e nas respostas finais que são medidas.

4.5.1 Toxicidade aguda

Conforme Araújo & Aragão (2005), nos ensaios de toxicidade aguda se avaliam efeitos em geral severos e rápidos, sofridos pelos organismos expostos a substância em um curto período (usualmente de 1 a 10 dias) e em ensaios de toxicidade crônica permite-se avaliar os efeitos adversos aos organismos expostos por um período longo a concentrações subletais de uma substância. Esses efeitos avaliados podem incluir a letalidade ou imobilidade e efeitos subletais, como mudanças no desenvolvimento, crescimento, reprodução, metabolismo, fisiologia e comportamento.

Os ensaios de toxicidade aguda são utilizados para medir os efeitos de agentes tóxicos sobre espécies aquáticas durante um curto período em relação ao período de vida do organismo-teste. Eles têm como objetivo estimar a dose ou concentração de um agente tóxico que seria capaz de produzir uma resposta específica mensurável em um organismo-teste ou população, em um período relativamente curto, geralmente de 24 a 96 h (GHERARDI *et al.*, 1990).

Os efeitos tóxicos medidos em testes de toxicidade aguda incluem qualquer resposta exibida por um organismo-teste ou população resultante de um estímulo químico. Normalmente, o efeito medido em estudos de toxicidade aguda com organismos aquáticos é a letalidade ou alguma outra manifestação do organismo que a antecede como, por exemplo, o estado de imobilidade. No ambiente aquático, efeitos agudos provocados por agentes tóxicos nos organismos podem resultar de aplicações inadequadas de agrotóxicos, de acidentes ambientais e de situações em que efluentes industriais não tratados são lançados nos corpos d'água receptores (BÁEZ & GRANADOS, 2004).

Segundo Azevedo e Chasin (2003), os bioensaios de toxicidade aguda evidenciam o efeito adverso em um período breve, de acordo com procedimentos. Na maioria das vezes, trata-se da

administração de uma única dose ou exposições múltiplas em 24 horas. Desta forma, os testes de toxicidade aguda avaliam efeitos tóxicos letais, obtendo uma resposta rápida dos organismos.

Estes ensaios, em geral, ocorrem em um intervalo de tempo entre 0 a 96 horas, tendo como efeito observado a mortalidade, a imobilidade em invertebrados. O resultado apresenta a Concentração Letal Média (CL₅₀) ou a Concentração Efetiva Média (CE₅₀), sendo a concentração que o agente tóxico causa imobilidade ou mortalidade, respectivamente, a 50% dos organismos testados em um período de exposição (MAGALHÃES & FERRÃO-FILHO, 2008).

Ainda segundo Magalhães e Ferrão-Filho (2008), em geral, os ensaios agudos são mais simples de desenvolver e mais baratos. Contudo, possuem algumas limitações, por ser um teste de curto prazo, como:

- O efeito adverso pode aparecer após o período de latência, não podendo ser observado, pois uma exposição de curto em médio prazo impossibilita abranger este período.
- O bioensaio é geralmente realizado com uma única espécie. O agente tóxico pode ser transferido pela cadeia alimentar, ocorrendo a biomagnificação, onde os níveis de exposição por ingestão podem derivar em níveis maiores do que os que causam mortalidade a partir de uma dada concentração inicial.
- Somente um período de vida é testado. A sensibilidade das espécies em diferentes níveis de vida é distinta, geralmente no início de vida os organismos são mais sensíveis.
- A sensibilidade de um organismo a um poluente pode variar. Um nível seguro para uma espécie de peixe “X” pode não ser seguro para a espécie de peixe “Y”, mesmo fazendo parte da mesma espécie biológica.
- As concentrações subletais de produtos tóxicos no ambiente podem causar vários efeitos que não causam efeito imediato ao organismo, mas que importam perturbações importantes, consideradas como ‘morte ecológica’, as quais impossibilitam que o organismo exerça suas funções no ecossistema, inclusive podendo progredir para a morte. Entre estes efeitos estão: a dificuldade na locomoção rápida, promoção na percepção química e motora, inibição da desova, aborto, deformação de órgãos reprodutores, perda de membros, alterações respiratórias, alterações na taxa de fotossíntese, desenvolvimento de carcinomas, entre outras causas.

Ensaio de toxicidade aguda com sedimentos têm sido bastante utilizados em programas de avaliação e controle de sedimentos dragados para descarte em mares abertos ou águas continentais, de monitoramento de locais contaminados com descargas tóxicas e de triagem de áreas prioritárias.

Esses testes são de baixo custo, relativamente simples e podem ser conduzidos com várias espécies (ABESSA; SOUSA & TOMMASI, 2006).

4.5.2 Toxicidade crônica

Muitos efeitos indiretos e subletais podem acontecer a médio/longo prazo, em distintas intensidades, podendo causar a redução das populações das espécies atingidas. Ensaio de toxicidade crônica permitem avaliar os possíveis efeitos tóxicos de substâncias químicas sob condições de exposições prolongadas a concentrações sub-letais, ou seja, concentrações que permitem a sobrevivência dos organismos, mas que afetam suas funções biológicas, tais como reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação, dentre outras. Os resultados obtidos em ensaios de toxicidade crônica são geralmente expressos como CENO ou CEO, mas também podem ser expressos como CE50 (MAGALHÃES & FERRÃO-FILHO, 2008).

Ensaio de toxicidade crônica são realizados para medir os efeitos de substâncias químicas sobre espécies aquáticas por um período que pode abranger parte ou todo o ciclo de vida do organismo-teste. O fato de uma substância química não produzir efeitos tóxicos sobre organismos aquáticos em testes de toxicidade aguda não indica que ela não seja tóxica para eles. (BÁEZ & GRANADOS, 2004).

Este teste é importante e complementa o teste agudo, pois a ausência de efeito agudo não caracteriza ausência de efeito sobre a biota. Segundo Terra e Feiden (2003), a expressão de muitos agressores ambientais somente torna-se visível quando estão presentes em altas doses. Entretanto, quando eles existem em porções menores seus efeitos na bagagem genética dos indivíduos, interferem nas suas funções fisiológicas, altera a frequência reprodutiva e/ou a qualidade e quantidade de organismos gerados.

Conforme CONAMA, nº 357, de 17 de maio de 2005, os bioensaios de toxicidade crônica permitem avaliar efeitos deletérios aos organismos vivos, ocasionados por agentes físicos ou químicos que afeta uma ou várias funções biológicas dos organismos, como a reprodução, o crescimento e o comportamento, em um período de exposição que pode abranger a totalidade de seu ciclo de vida ou parte dele.

Rand (1995) afirma que os ensaios crônicos permitem avaliar os possíveis efeitos adversos de uma substância ao longo período de exposição à concentração subletais. O teste crônico expõe o organismo-teste ao agente potencialmente tóxico durante todo seu ciclo de vida, incluindo estágios sensíveis como juventude, crescimento, maturidade sexual e reprodução. Avaliam-se efeitos como desenvolvimento e reprodução. O resultado é expresso em Concentração de Efeito Não Observado - CENO, sendo esta a mais alta concentração, de uma série, do agente testado que não provoca efeito

quando comparado com o controle; e em Concentração de Efeito Observado - CEO, a mais baixa concentração, de uma série, que causa efeito significativo sobre a população quando comparada ao controle.

Segundo Azevedo & Chasin (2003), a intoxicação crônica pode ocorrer por dois motivos principais, através de acúmulo dos xenobióticos no organismo, que ocorre quando a quantidade de xenobióticos extinguida é inferior a quantidade absorvida, ou seja, a concentração do agente tóxico no organismo aumenta progressivamente até alcance de níveis aceitáveis para gerar efeitos adversos, e por subsequência a adição dos efeitos causados por exposições repetidas, sem que o agente tóxico se acumule no organismo.

Nas décadas de 50 e 60, pesquisas vêm usando uma gama de organismos, normatizaram alguns e estes são hoje utilizados em diversos países. Muitos critérios foram mensurados nesta escolha, como por exemplo, a importância na cadeia alimentar, a fácil obtenção no meio ambiente e simples cultivo dos organismos em laboratório (KNIE & LOPES, 2004).

A definição do organismo teste para o bioensaio tem influência principal na complexidade e relevância. Segundo Domingues & Bertolotti (2006), é de suma importância que as espécies sejam sensíveis a uma diversidade de agentes químicos, de forma que possibilite a obtenção de resultados precisos, assegurando uma boa reprodutibilidade e repetibilidade dos resultados.

Conforme Rand (1995), os ensaios de toxicologia têm sido realizados com uma ampla variedade de espécies representativas de diferentes níveis tróficos. Devido à grande quantidade e diversidade de espécies, a escolha do organismo a ser utilizado deve ser baseada em considerações específicas do problema a ser solucionado, pois não existe uma espécie que atenda a todos estes requisitos, para todos os ecossistemas.

Para a prática de bioensaios toxicológicos utilizando organismos aquáticos, 3 autores (RAND, 1995; BERTOLETTI & DOMINGUES, 2006) indicam a utilização de três espécies, no mínimo, que possam representar o ecossistema aquático, como por exemplo uma espécie de alga, que representa os produtores, uma espécie de crustáceo que representa os consumidores primários e/ou secundários e uma espécie de peixe, que representa os consumidores secundários e/ou terciário.

O microcrustáceo do gênero *Daphnia* é uma espécie que atende a vários critérios para a seleção de um organismo-teste aquático. Este bioindicador tem sido vastamente utilizado como organismo-teste em diversas partes do mundo, tendo sua metodologia de teste padronizada internacionalmente.

Para o ecossistema terrestre, os principais organismos utilizados como bioindicador são hortaliças como *Allium Cepa L.* (cebola), *Latuca Sativa* (alface), *Eruca sativa* (rúcula), no seu estágio de semente e outro bioindicador decompositor, podemos citar a *Eisenia fétida*, *Eisenia andrei* (ambas são minhocas).

Diferentes bioensaios e organismos-teste têm sido empregados na avaliação da toxicidade de sedimentos. Entre os organismos-teste frequentemente utilizados incluem-se microcrustáceos e macro invertebrados bentônicos, os quais ocupam posições de consumidores nas cadeias alimentares da região pelágica (região que se estende desde a superfície até aproximadamente 200 m de profundidade) e bentônica (região situada próxima ao fundo oceânico e onde vivem organismos que rastejam, se prendem ou vivem enterrados na areia ou no lodo) (DORNFELD, 2002).

4.5.3 Bioética nos ensaios toxicológicos

A bioética exige a conjunção de várias disciplinas, visando à correta utilização dos conhecimentos adquiridos pela ciência, bem como valores éticos e fatos biológicos. Sua primeira e mais conhecida linha teórica, a bioética é norteada pelos princípios da beneficência, da não maleficência, da autonomia e da justiça. A beneficência é definida como a análise dos benefícios gerados ao indivíduo participante da pesquisa e posteriormente à sociedade; a não maleficência é caracterizada por evitar danos decorrentes do andamento do estudo, os quais poderiam afetar o sujeito da pesquisa; a autonomia é definida como o respeito à capacidade de escolha do indivíduo; e a justiça está relacionada a uma distribuição equitativa dos benefícios pelos seres (HARMEL, 2004).

Os organismos aquáticos são usualmente utilizados em testes toxicológicos por vários motivos, entre eles os seus processos fisiológicos, como nutrição e respiração, já que muitos respiram pelas brânquias, que estão em contato direto com a água, o que pode carrear diversos contaminantes para o interior desses organismos, causando-lhes alterações morfofisiológicas (SHAW, 1998).

Os principais organismos utilizados nesses estudos são os peixes e os invertebrados, como, por exemplo, crustáceos do gênero *Daphnia*, que são facilmente cultivados in situ e apresentam características reprodutivas que satisfazem a finalidade desses estudos. No caso dos peixes, entre as espécies consideradas padrão de referência internacional está a *Danio rerio*, principalmente porque o sequenciamento de seu genoma é semelhante aos demais vertebrados, inclusive os seres humanos (ALBERICI, 1996).

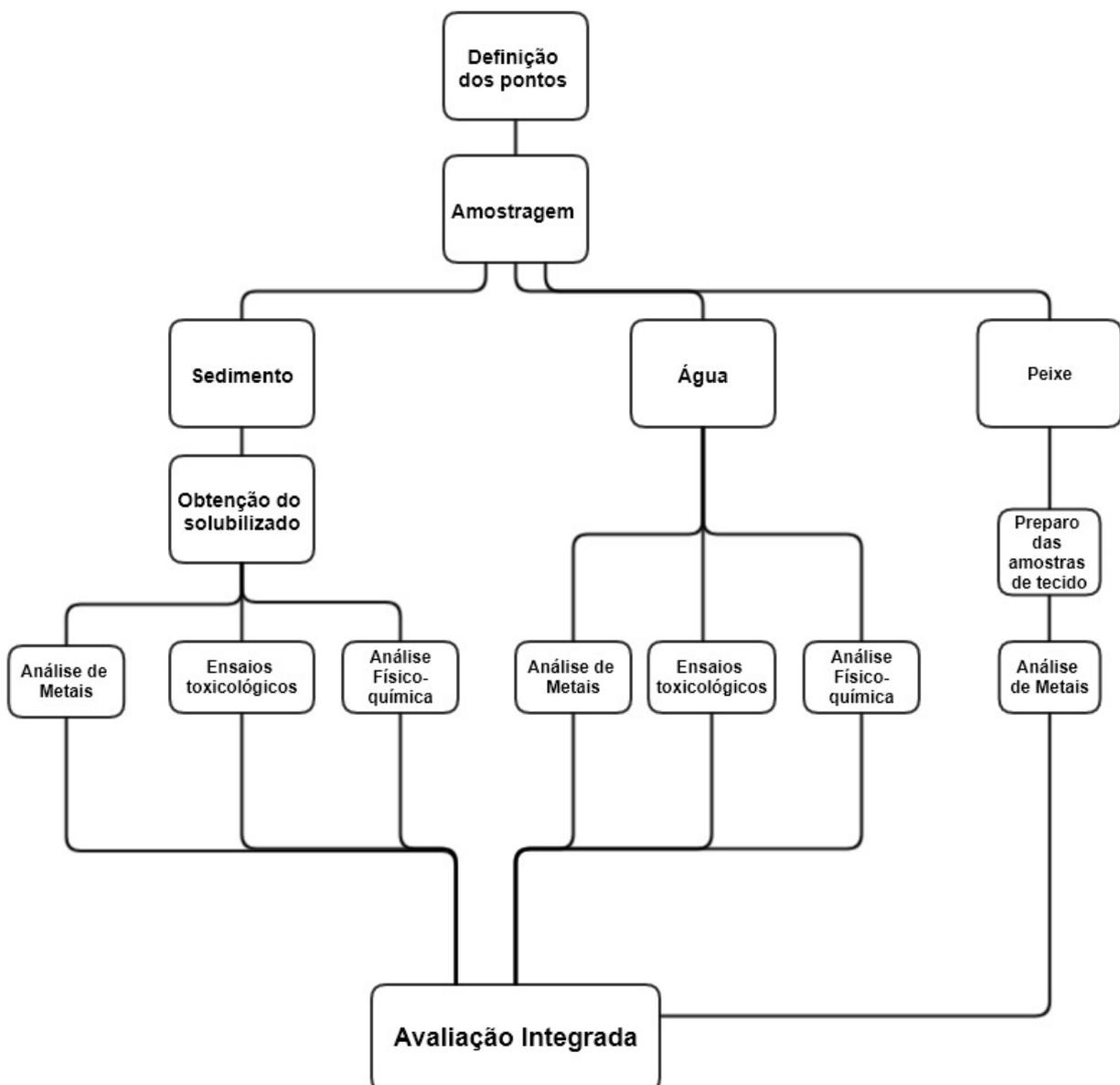
Atualmente, a comunidade científica tem se voltado para os aspectos éticos ligados à pesquisa com animais do filo *Chordata* (subfilo Vertebrata), para a qual existe legislação brasileira específica (BAIRD, 2002).

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Este trabalho foi realizado no âmbito do Programa de Pós-graduação em Saúde e Meio Ambiente da UNIVILLE e buscou avaliar água, sedimento e organismos com análises físico-químicas e toxicológicas para a integração destes resultados. O planejamento experimental pode ser visualizado na Figura 6.

Figura 6 . Planejamento experimental.

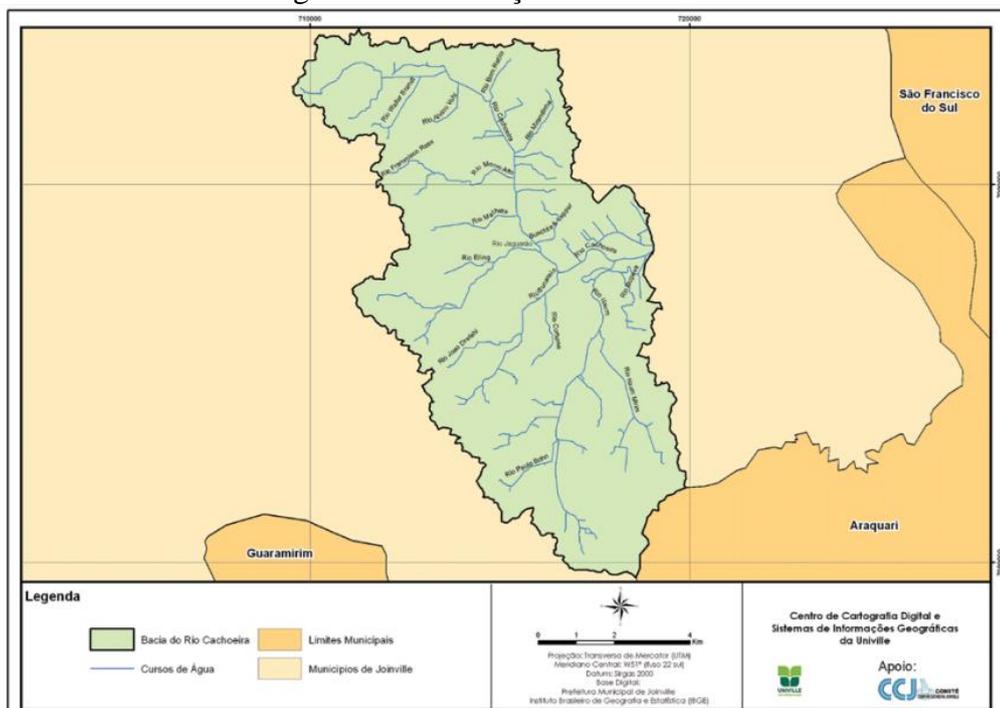


Fonte: A autora.

5.2 ÁREA DE ESTUDO

A Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC), alvo de estudo desta pesquisa, está totalmente inserida no município de Joinville, representa 7% da área total do município e abriga 49% da população do município de Joinville. Os estudos do Plano Diretor de Drenagem Urbana (PDDU) indicam que a BHRC é composta por 53 sub-bacias, sendo que as três maiores sub-bacias, a do Itaum-Açú, do Bucarein e do Jaguarão, estão localizadas no quadrante sul da bacia hidrográfica e totalizam mais de 50% de sua área total. A Figura 7 apresenta a localização da BHRC.

Figura 7. Localização da BHRC.



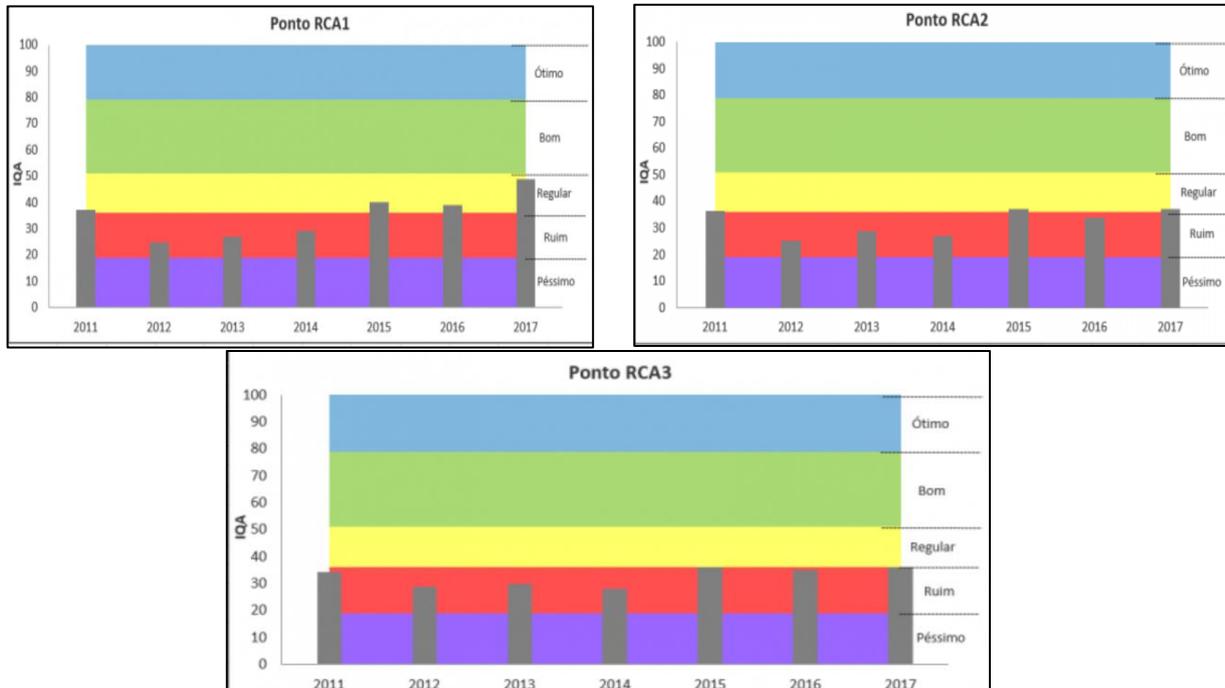
Fonte: CCJ (2017).

A pluviosidade na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira apresenta uma variação de 1.847 mm a 2.296 mm anuais e uma média de 2.023 mm. Apesar de estar totalmente localizada na planície costeira a região sofre uma influência considerável do fator orográfico (Oliveira & Ribeiro, 2014).

A qualidade da água monitorada pelo Comitê de Gerenciamento das Bacias dos Rios Cubatão e Cachoeira (CCJ) em parceria com a UNIVILLE desde o ano 2009, é monitorada em 03 pontos distribuídos na região Norte e Centro. Neste monitoramento foram avaliados os parâmetros da Resolução CONAMA 357/2005, sendo calculado mensalmente o Índice de Qualidade da Água (IQA) pela metodologia do CETESB (CETESB, 2005). Considerando a média aritmética dos IQA's dos três pontos avaliados no Rio Cachoeira pelo CCJ, apresenta-se na Figura 8 a evolução do IQA geral de

2011 a 2017, no qual evoluiu de 27,5 para 45,8, saindo de uma classificação ruim para regular (CCJ, 2017).

Figura 8. Média aritmética dos Índice de Qualidade da Água (IQA).



Fonte: CCJ (2017).

De acordo com a figura 8, todos os três pontos analisados apresentaram melhora. De forma geral, os pontos localizados mais próximos da nascente do Rio Cachoeira tiveram as maiores evoluções no IQA

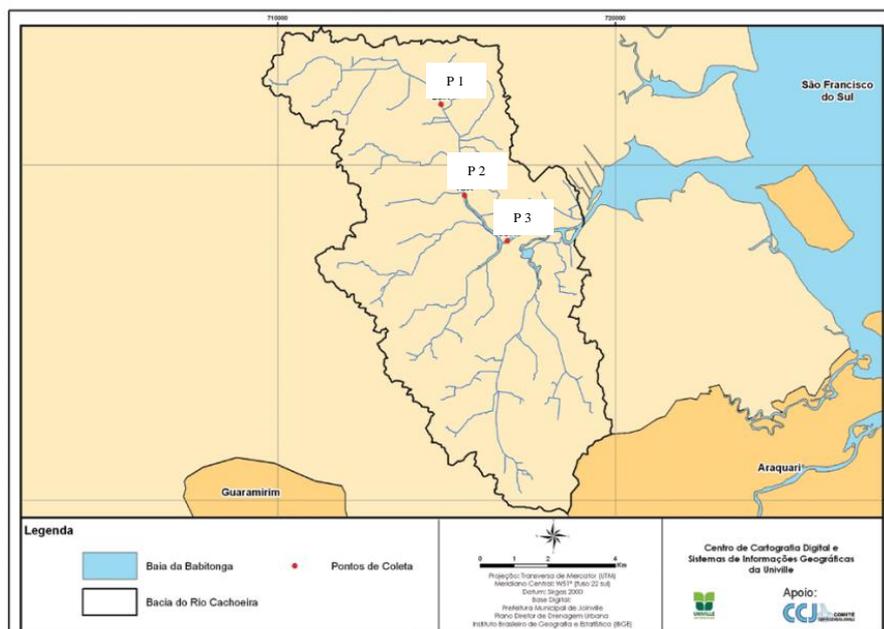
5.2.1 Localização e descrição dos pontos

Os pontos amostrais, Ponto 1, Ponto 2 e Ponto 3, foram geograficamente pré-determinados, e tiveram como critérios de inclusão:

- A equidistância entre os pontos;
- O uso e a ocupação do solo no local;
- Facilidade de acesso;
- Existência de dados já publicados.

Assim, os três pontos de coletas foram: o Ponto 1 na nascente do Rio Cachoeira, o Ponto 2, à montante da ponte localizada entre a Rua Coelho Neto e Rua Marcos Welmuth e o ponto 3 na Ponte do trabalhador, Rua Graciliano Ramos. A figura 9 apresenta a localização dos pontos.

Figura 9. Localização dos pontos de coleta na bacia do Rio Cachoeira.



Fonte: CCJ (2017).

5.2.1.1 Ponto 1

Ponto amostral localizado no bairro Costa e Silva, na junção das ruas Rui Barbosa e Estrada dos Suíços, logo após a Rodovia Federal BR-101, próximo à nascente do rio Cachoeira, o local apresenta certa degradação da vegetação, ocasionada pelo acúmulo de lixo e corte seletivo de árvores. No entorno existem fragmentos em bom estado de conservação (Figura 10). Suas coordenadas são Lat.: 26°15'55.48" S / 48°53'45.99" O.

Figura 10. Visão geral do Ponto amostral 1 (A) e ponto de coleta mais próximo a nascente (B).



Fonte: A autora.

5.2.1.2 Ponto 2

Situado à montante da ponte localizada entre a Rua Coelho Neto e Rua Marcos Welmuth, pertencente ao bairro América, localizado na região central de Joinville (Figura 11), e possui as coordenadas Lat.: 26°27'75.49" S e Long.: 48° 84'86.04' O. No seu perímetro urbano também são encontrados indústrias metalúrgicas, têxteis e residências nas proximidades de suas margens.

Figura 11. Visão geral do Ponto amostral 2 (A) e coleta de água com garrafa de Van dorn no local em análise (B).



Fonte: A autora.

5.2.1.3 Ponto 3

Ponto amostral localizado na ponte do trabalhador, situado no bairro Boa vista, no município de Joinville, este ponto de coleta é o mais próximo à Baía Babitonga, onde sofre a influência de maré e água salobra. Possui a margem de seu leito composta por vegetal de manguezal (Figura 12). Suas coordenadas geográficas são Lat.: 26°18'49.9"S e Long.: 48° 49'40.9"O.

Figura 12. Visão geral do Ponto amostral 3.



Fonte: A autora.

5.3 AMOSTRAGEM

5.3.1 Periodicidade

A amostragem foi realizada em datas distintas durante as 4 estações do ano (verão, outono, inverno e primavera), para a posterior análise da água, totalizando 24 amostras (Tabela 1). A coleta dos peixes foi realizada para todos os pontos amostrais na estação do verão, para a posterior análise da amostra.

Tabela 1. Periodicidade das amostragens no rio Cachoeira para os três pontos de coleta.

Estações do Ano	Data da amostragem
Verão	16/01/2018
Outono	20/04/2018
Inverno	17/07/2018
Primavera	06/11/2018

Fonte: A autora

5.3.2 Métodos de Amostragens

As amostras de águas foram coletadas seguindo a NBR 9897 (1987) por meio do equipamento Garrafa de Van Dorn, sendo amostras superficiais no meio do leito do rio e armazenada em garrafa de plástico leitoso transparente estéril, sendo coletado um volume de 5 litros para cada ponto, onde foram utilizados 3 litros para realização dos ensaios de toxicologia, 1 litro para análise de metais e 1 litro deixado como reserva. Já as amostras de sedimentos foram coletadas através da draga, sendo coletados no meio do leito do rio e armazenada em sacos plásticos zip, com um volume aproximado de 2 Kg, que passou pelo processo de solubilização e foram utilizados para análises e ensaios. As coletas dos peixes foram realizadas seguindo o descrito por Lima (2013), com o auxílio de redes, sendo capturados 3 peixes da mesma espécie em cada ponto de coleta.

Para a realização das análises de metais pesados em peixe foi necessário a aprovação do comitê de ética em pesquisa no uso de animais da Univille, no qual o projeto CEUA n° 008/0817 foi protocolado em 22/08/2017 (OFICIO N° 023/2017). As amostras para análise de metais pesados foram de peixes de profundidade (Traira – *Hoplias malabaricus* e Bagre – *Rhandia spp*), considerando a possível alimentação de depósitos do solo. Os peixes foram coletados seguindo a metodologia de Lima (2013), com o auxílio de redes, sendo capturados 3 peixes da mesma espécie, colocados em solução de benzocaina para anestesia e armazenados em gelo até a chegada ao laboratório de toxicologia – UNIVILLE, onde os peixes mesmos foram medidos, pesados e realizada a retirada de amostras de músculo, brânquias, rim e fígado.

Os parâmetros de oxigênio dissolvido, pH, temperatura e condutividade, com o auxílio do multiparâmetro da marca Consort e modelo C535, para água foram analisados no momento da coleta e para sedimento após a obtenção do solubilizado.

As amostras coletadas ficaram resfriadas até a chegada ao Laboratório de Ecotoxicologia, localizado na Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE, onde foram armazenadas em congelador, com temperatura média de -6°C. Os resultados das análises foram comparados com a Resolução n° 357/2005 do CONAMA para água doce de classe II.

5.4 PREPARO DA ÁGUA E SEDIMENTO

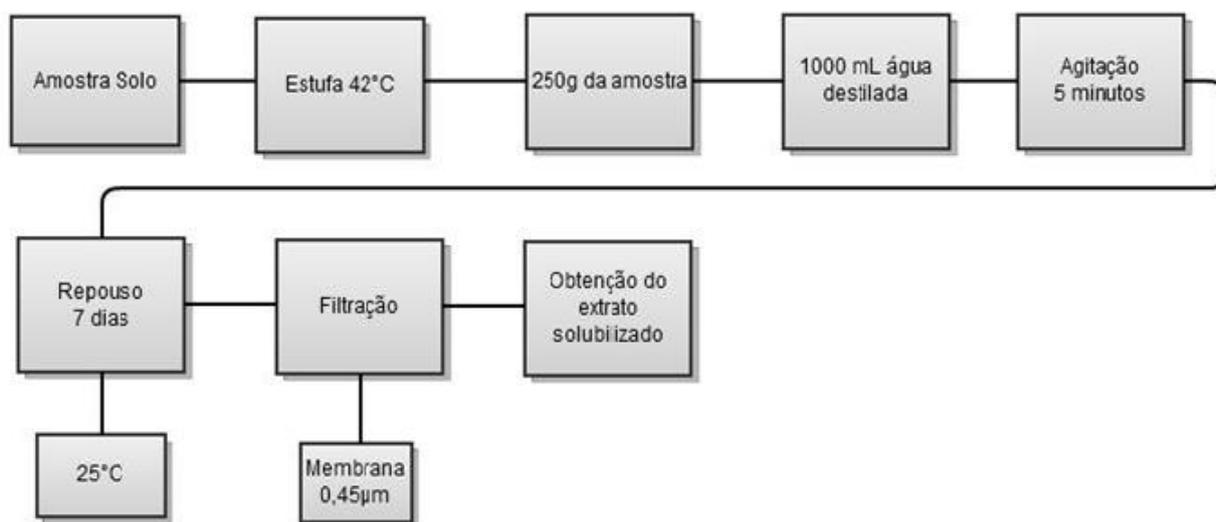
5.4.1 Água

As amostras de água não precisaram passar por nenhum procedimento de preparo após coleta, apenas ficaram resfriadas até a chegada ao Laboratório e foram armazenadas em congelador, com temperatura média de -6°C, para realização das análises.

5.4.2 Sedimento

As amostras de sedimentos passaram por procedimento de preparo, sendo necessário a realização da obtenção do extrato solubilizado, seguindo a NBR 1006/2004 da ABNT, conforme Figura 13.

Figura 13. Fluxograma amostral do procedimento de obtenção do extrato solubilizado.



Fonte: A autora.

Secou-se a amostra a uma temperatura de até 42°C, por 24h, utilizando uma estufa com circulação forçada de ar e exaustão para determinar a percentagem de umidade. Após pesou-se 250 gramas do resíduo seco e condicionados em frasco béquer de 1500 mL. Adicionou-se a cada recipiente 1000 mL de água destilada e agitaram-se as amostras com bastão de vidro, em baixa velocidade, por cinco minutos. Os frascos foram tampados e deixados em repouso por sete dias a 25°C. Após este período, filtraram-se as amostras em sistema de filtração a vácuo guarnecido com filtro de fibra de vidro isento de resina com porosidade de 0,45 µm de porosidade e determinado o pH do extrato solubilizado. Preservou-se o filtrado de acordo com a ABNT NBR 15469, conforme Figura 14.

Figura 14. Sedimento do Rio Cachoeira (A), solubilizado do sedimento (B) e solubilizado filtrado dos pontos 1, 2 e 3.



Fonte: A autora.

5.5 ANÁLISE DE METAIS EM PEIXES

Após a identificação, biometria e retirada dos órgãos, as amostras foram armazenadas em frascos e manutenção a $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ até o momento do preparo das amostras para análises da concentração de metais (Figura 15).

Figura 15. Identificação e biometria do peixe (A) e retirada dos órgãos (B).



Fonte: A autora.

Seguindo o proposto por Lima (2013), as amostras foram retiradas do freezer, sendo descongeladas à temperatura ambiente. Em seguida, as amostras passaram por secagem durante 48h numa estufa a temperatura de $80\text{ }^{\circ}\text{C}$, de forma a promover a retirada da água e atingirem peso seco constante. Após este procedimento as amostras foram maceradas e pesadas em triplicatas de 0,5g e, posteriormente, calcinadas em forno mufla à temperatura de $450\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 48h. Após este processo, as amostras foram retiradas e depositadas no dissecador até seu total esfriamento. As cinzas obtidas foram submetidas à digestão química com adição 1mL de água destilada, 2mL de ácido perclórico (HClO_4) e 3mL de ácido nítrico (HNO_3) em tubos de ensaios específicos para digestão ácida. As amostras passaram por aquecimento em placa a $90\text{ }^{\circ}\text{C}$, por duas horas.

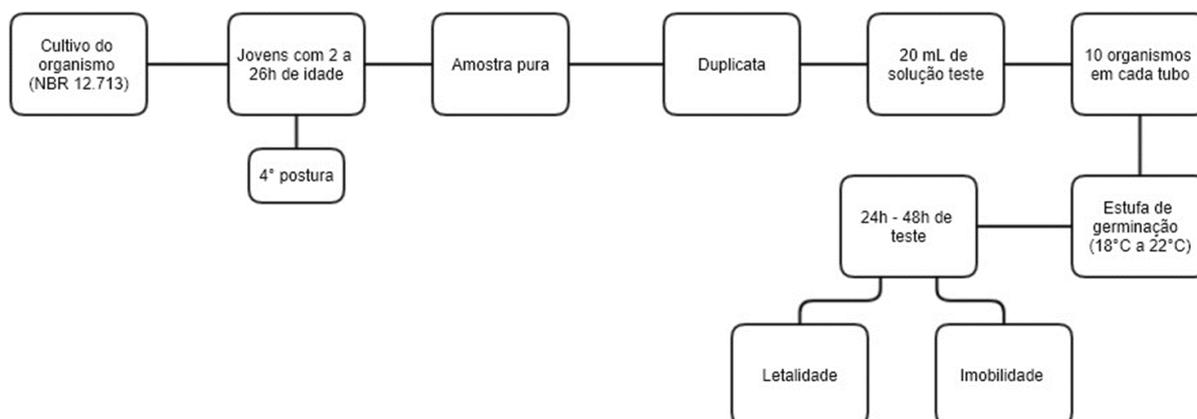
As amostras digeridas tornaram-se soluções aquosas e foram transferidas para frascos de vidros devidamente calibrados, para rediluição com água destilada até o volume de 50 mL. Posteriormente passaram por uma filtragem em papel quantitativo acoplado a um funil de vidro e foram acondicionadas em recipientes de teflon, as quais permaneceram armazenadas até o processo de leitura das concentrações de metais pesados, onde foram enviadas ao Laboratório ACQUAPLANT – Tecnologia e Consultoria Ambiental Ltda. para análise dos metais pesados de interesse (chumbo, cobre, cromo, zinco e níquel). A leitura das concentrações dos metais pesados nas amostras de peixes e nas de água foram realizadas no Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Chama (F-AAS).

5.6 BIOENSAIOS

5.6.1 Bioensaio com *Daphnia magna*

O bioensaio agudo com o microcrustáceo *Daphnia magna*, foi realizado conforme a ABNT NBR 12713 (2009), conforme Figura 16.

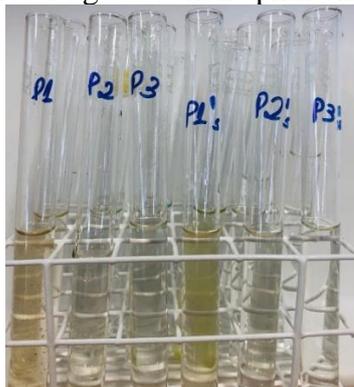
Figura 16. Fluxograma amostral do bioensaio agudo com microcrustáceo *Daphnia magna*.



Fonte: A autora.

Este ensaio consiste na exposição de indivíduos jovens a concentrações pré-estabelecidas do agente tóxico por um período de 48 horas, com o objetivo de determinar a CE₅₀ - concentração que causa imobilidade de 50% dos organismos expostos. Foram realizados testes nas amostras de água e solubilizado do Rio Cachoeira, contendo 20mL de solução, além do controle negativo (somente água natural – Meio Natural).

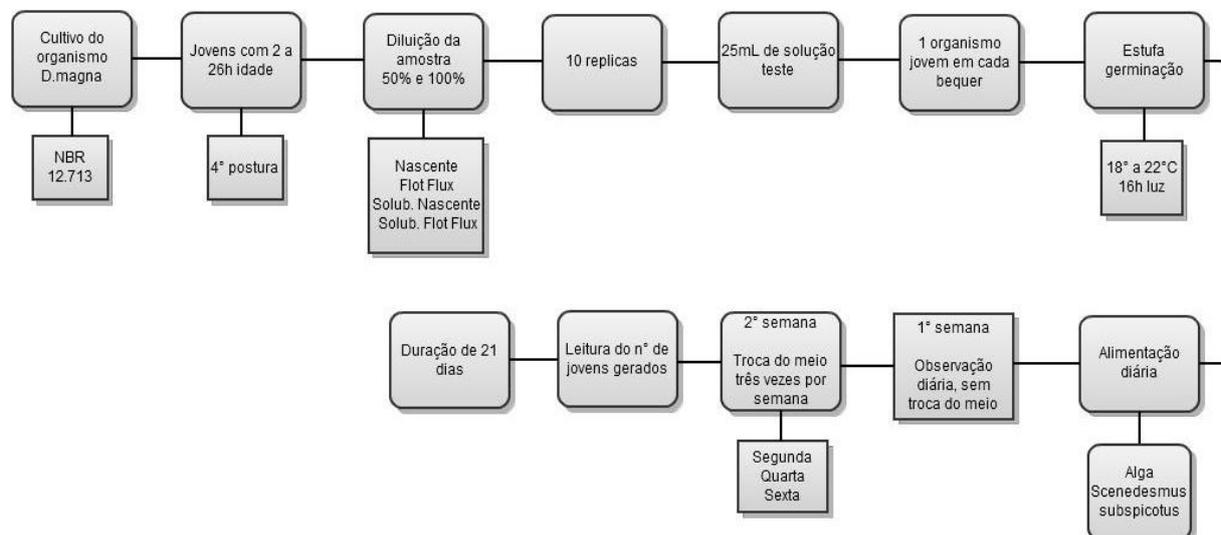
Foram adicionados 5 indivíduos por réplica, em quadruplicada, todos com idade entre 6 e 24 horas de vida. A Figura 17 mostra a imagem dos tubos contendo as amostras de água (P1, P2 e P3) e das amostras do solubilizado (P1', P2' e P3').

Figura 167. Teste agudo com *Daphnia magna*.

Fonte: A autora.

Os ensaios foram mantidos nas condições de $20^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}$ em câmara incubadora, com foto período de 16 horas de luz e 8 horas escuro, com intensidade de 400 lux, conforme Figura 15. A imobilidade e/ou letalidade foi observada após 48 horas. Os resultados dos ensaios foram avaliados estatisticamente com o auxílio do software Trimmed Spearman-Kärber Method versão 1.5.

O bioensaio crônico com o microcrustáceo *Daphnia magna* seguiu a ISO 10706 (2000), em que o método consistiu na exposição dos indivíduos às amostras pura de água e solubilizado em todos pontos amostrais, por um período de 21 dias, conforme Figura 18.

Figura 18. Fluxograma amostral do bioensaio crônico com o microcrustáceo *Daphnia magna*.

Fonte: A autora.

O teste foi realizado em decaplicata. Cada béquer recebeu uma alíquota de 25ml da solução-teste, que fora substituída a cada dois dias por uma nova alíquota. Tanto os ensaios agudos quanto os crônicos foram realizados no laboratório de Ecotoxicologia da UNIVILLE. Na Figura 19 está à disposição dos ensaios de teste crônico com *Daphnia magna*.

Figura 17. Teste crônico com *Daphnia magna* (A) e disposição dos ensaios na incubadora (B).



Fonte: A autora.

Para análise dos resultados dos ensaios crônicos, foram realizadas análises estatísticas comparando resultados de amostra e controle para o parâmetro fecundidade (média de nascidos), através da análise de variância (ANOVA). Em seguida, procedeu-se com o teste de Tukey $p < 0,05$, onde verificou se houve ou não significância e em qual concentração.

A fecundidade foi avaliada pela contagem dos neonatos gerados pelas fêmeas no período de 21 dias. Como parâmetro foi utilizada a média de jovens gerados por fêmea, considerando o número de posturas ao longo do teste. Essa média foi obtida através da seguinte equação:

(Eq.01)

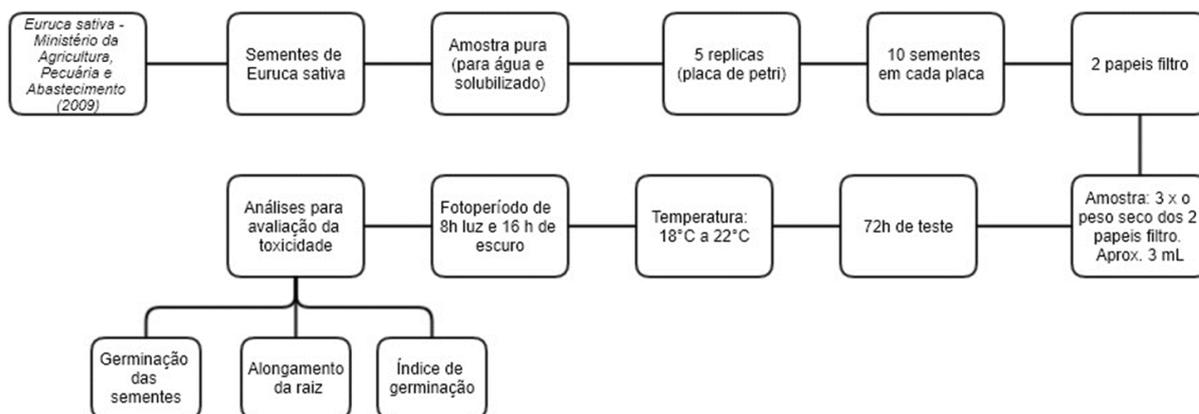
$$\text{Média} = \frac{\text{n}^\circ \text{ total de jovens}}{\text{n}^\circ \text{ de mães} \times \text{n}^\circ \text{ de posturas}}$$

Para cálculo dessa média, não foi considerado o número de filhotes produzidos no caso onde houve morte de adultas, não considerando essa mãe. Mas essa subtração só é feita quando a fêmea morre antes do 18º dia de teste, pois, após esse período, a reprodução é muito flutuante e a ausência de filhotes nesse período não interfere nos dados levantados (Brentano, 2006).

5.6.2 Bioensaio fitotoxicológico com *Eruca sativa*

O ensaio com sementes de *Eruca sativa*, foi baseado na metodologia descrita por Costa (2010) e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2009), sendo que os ensaios com *E. sativa* não possuem padronização específica. Foram realizadas cinco réplicas de cada amostra (água e solubilizado), tendo um total de 50 sementes por amostra, conforme Figura 20.

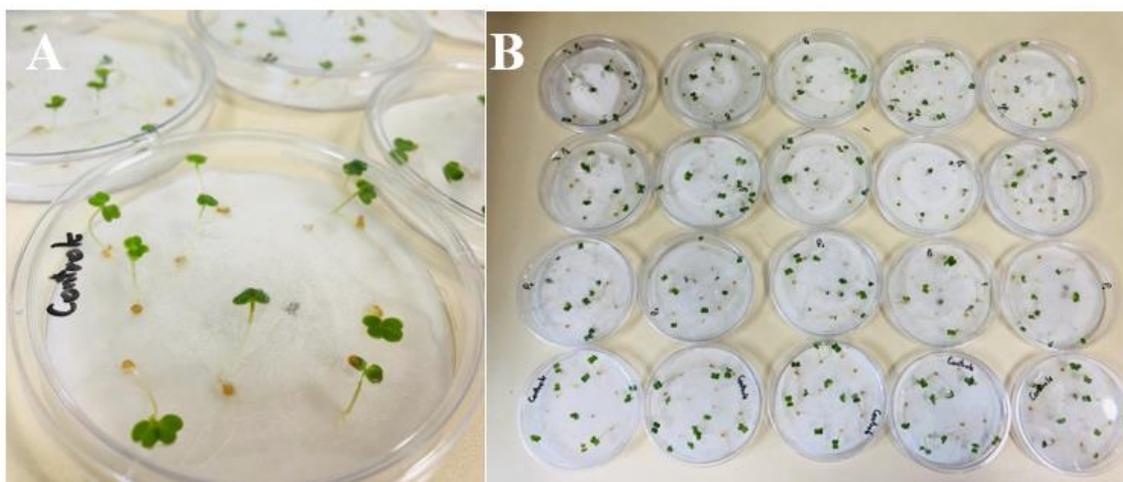
Figura 20. Fluxograma amostral do ensaio com sementes de *Eruca sativa*.



Fonte: A autora.

As sementes foram acondicionadas em placas de *Petri* contendo dois discos de papel filtro embebidas com a amostra, denominada solução-teste, na proporção de três vezes o peso seco do papel usado como substrato. Foram dispostas 10 sementes em cada placa de *Petri* com espaçamento pré-definido para que não houvesse competição entre as sementes, conforme mostra a Figura 21.

Figura 21. Placa com *Eruca sativa* (A) e teste de fitotoxicidade para os pontos amostrais (B).



Fonte: A autora.

Para o controle negativo foi utilizada como solução-teste água destilada. Os ensaios foram mantidos a $20 \pm 2^\circ\text{C}$ e fotoperíodo de 8 h luz e 16 h de escuro, em câmara de germinação da marca Tecnal e modelo TE – 402. Após quatro dias, fez-se a primeira leitura e ao sétimo dia a segunda leitura com o auxílio de uma régua, completando assim o teste de germinação. Os ensaios foram realizados no laboratório de Ecotoxicologia da UNIVILLE.

Para cada experimento, foram realizadas as seguintes análises para avaliação da toxicidade: Germinação das sementes, alongamento da raiz e o índice de germinação.

✓ Germinação relativa das sementes (%G)

A germinação relativa das sementes foi determinada a partir da Equação 1, que leva em relação as sementes germinadas no experimento e as sementes germinadas no controle negativo. Foram consideradas sementes germinadas aquelas que apresentaram medida igual ou superior a 2 mm.

$$\%G = \left(\frac{SGa}{SGc} \right) \times 100 \quad (\text{Eq.02})$$

Onde:

%G: Porcentagem de germinação relativa das sementes;

SGa: Número total de sementes germinadas na amostra

SGc: Número total de sementes germinadas no controle.

✓ Alongamento da raiz (%R)

Para a determinação do alongamento da raiz, efetuou-se um cálculo a partir da média das raízes das sementes germinadas com relação a média das raízes das sementes germinadas no controle. A equação utilizada é ilustrada na Equação 2.

$$\%R = \left(\frac{MRa}{MRc} \right) \times 100 \quad (\text{Eq.03})$$

Onde:

%R: Porcentagem de alongamento da raiz;

MRa: Média do alongamento da raiz nas sementes germinadas na amostra;

MRc: Média do alongamento da raiz nas sementes germinadas no controle.

✓ Índice de germinação (IG)

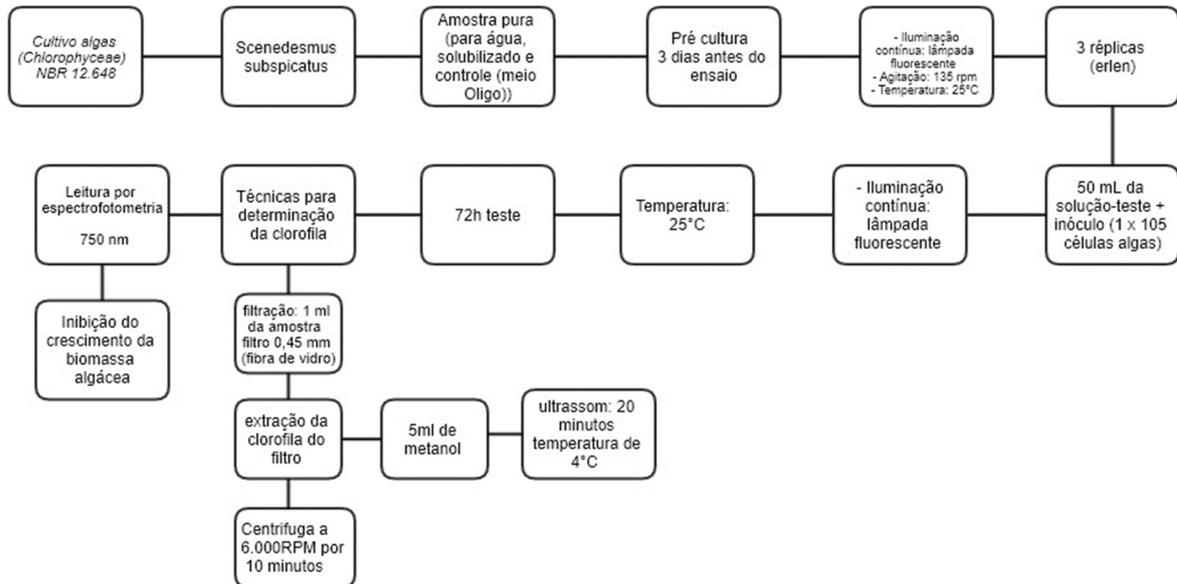
O índice de germinação é dado através da junção das duas equações anteriores (01 e 02) em relação as medidas de germinação relativa das sementes no controle com o alongamento da raiz no controle, obtendo assim a Equação 03.

$$IG = \frac{(\%G) \times (\%R)}{100} \quad (\text{Eq.04})$$

5.6.3 Bioensaio toxicológico com algas (*Chlorophyceae*)

O ensaio com os organismos de *Scenedesmus subspicatus* utilizados, foram realizados segundo a NBR 12.648, conforme Figura 22.

Figura 22. Fluxograma amostral do ensaio com os organismos de *Scenedesmus subspicatus*.



Fonte: A autora.

Primeiramente foi realizada uma pré-cultura 3 dias antes do ensaio, para só assim iniciar os testes. Os organismos ficaram expostos em concentração pura da amostra, além do controle (somente água reconstituída – Meio Oligo), por um período de 72h, com iluminação contínua (lâmpada fluorescente) e velocidade de agitação de 135 rpm, e mantido a uma temperatura de 25°C (Figura 23).

Figura 23. Cultivo da microalga *Scenedesmus subspicatus* em meio oligo.



Fonte: A autora.

Para cada solução teste, foram utilizadas três replicadas, onde em cada erlenmeyer foi colocado o volume de 50 ml da solução-teste e o inóculo com 1×10^5 células de algas, posteriormente coberto com rodilhão para evitar contaminação externa, conforme Figura 24. O inóculo do ensaio foi adicionado em cada réplica e as soluções-teste foram homogeneizadas.

Figura 24. Erlens com solução-teste após as 72 h de ensaio.

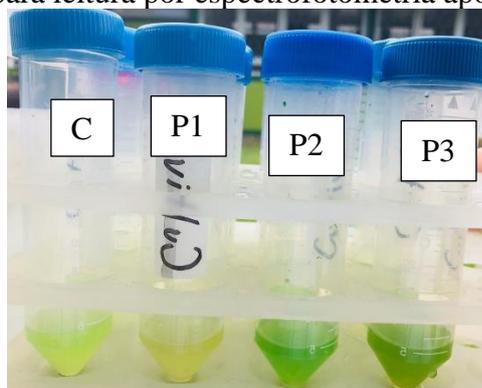


Fonte: A autora.

No preparo do ensaio, foi utilizada água reconstituída como diluente (meio Oligo), sendo que os mesmos foram mantidos nas condições ambientais iguais os lotes de cultivo, com luminosidade difusa, iluminação contínua (lâmpada fluorescente), velocidade de agitação de 135 rpm, e mantido a temperatura de 25°C.

Segundo método de Porra (2002), o qual menciona técnicas para determinação da clorofila, após as 72h de ensaio, foi feita a filtração de 1 ml da amostra em um filtro 0,45 micrometros de fibra de vidro, posteriormente realizada a extração da clorofila do filtro utilizando 5ml de metanol e colocado no ultrassom a uma temperatura de 4°C por 20 minutos. Em seguida, foi colocado em uma centrífuga a 6.000RPM por 10 minutos e por fim realizada a leitura por espectrofotometria para a determinação do conteúdo de clorofila com leitura da absorbância luminosa de 500nm, conforme Figura 25.

Figura 25. Amostras prontas para leitura por espectrofotometria após a extração da clorofila.



Fonte: A autora.

Para a determinação do fator de toxicidade, foi calculado a inibição do crescimento da biomassa algácea, isso se dá pela comparação da taxa de crescimento médio obtido entre as triplicatas das soluções-teste e a média obtida na solução do controle de crescimento, conforme a Equação 04.

$$IC = \frac{Mc - Ma}{Mc} \times 100 \quad (\text{Eq.04})$$

Onde: IC: é a porcentagem de inibição do crescimento algácea.

Ma: é a média do número de células das soluções-teste.

Mc: é a média do número de células da solução controle.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA DO RIO CACHOEIRA

Os valores encontrados para os parâmetros físico-químicos analisados (Tabela 2) foram comparados pela Resolução CONAMA nº 357/05 para água doce de classe II (enquadramento atual do Rio Cachoeira) e encontram-se na maioria dentro dos padrões estabelecidos para a manutenção da qualidade da água desta classe de rio. A Tabela 2 apresenta os resultados dos parâmetros físico-químicos analisados em 03 pontos amostrais na sub-bacia hidrográfica do Rio Cachoeira para amostras de água de extrato solubilizado do sedimento.

Tabela 2. Valores dos parâmetros físico-químicos das águas e sedimento do rio Cachoeira: condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido e temperatura, seguidos da média e desvio padrão.

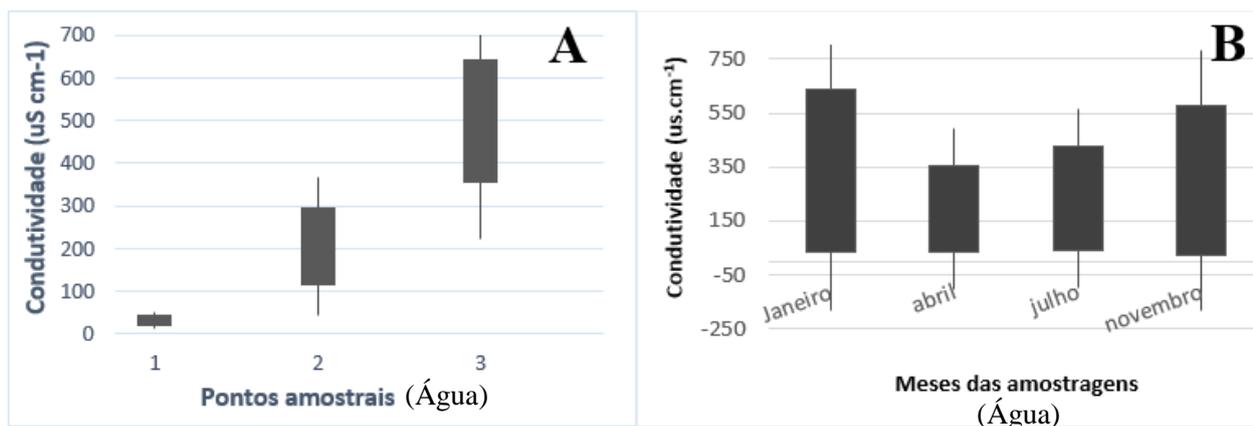
Ponto Amostral	Data	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	pH	Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1})	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
Ponto 1 Água	Janeiro, 2018	34,85	6,87	1,80	24,00
	Abril, 2018	33,45	7,01	1,70	22,00
	Julho, 2018	42,00	6,90	1,17	22,10
	Novembro, 2018	21,00	6,56	0,37	23,85
	Média e DP	32,83±8,73	6,843±0,19	1,26 ±0,65	22,99±1,09
Ponto 1' Solubilizado do sedimento	Janeiro, 2018	59,65	6,36	1,67	23,00
	Abril, 2018	41,00	6,36	2,10	24,00
	Julho, 2018	69,00	6,82	1,21	22,30
	Novembro, 2018	35,00	6,88	0,50	24,00
	Média e DP	51,16±15,86	6,61±0,28	1,37±0,68	23,33±0,83
Ponto 2 Água	Janeiro, 2018	201,50	7,20	1,62	24,00
	Abril, 2018	294,00	7,24	1,40	22,10
	Julho, 2018	117,00	6,99	0,53	22,10
	Novembro, 2018	190,00	6,95	0,43	24,00
	Média e DP	200,63±72,63	7,10±0,15	1,00±0,60	23,05±1,10
Ponto 2' Solubilizado do sedimento	Janeiro, 2018	179,30	5,90	1,80	20,00
	Abril, 2018	273,50	6,91	1,80	22,70
	Julho, 2018	179,00	7,07	0,80	22,10
	Novembro, 2018	141,20	6,33	0,42	24,04
	Média e DP	193,25±56,41	6,55± 0,54	1,21±0,70	22,21±1,68
Ponto 3 Água	Janeiro, 2018	640,50	7,18	1,41	25,30
	Abril, 2018	356,00	7,52	1,80	21,30
	Julho, 2018	425,00	7,87	2,11	21,30
	Novembro, 2018	580,00	7,04	4,80	24,60
	Média e DP	500,38±132,29	7,40±0,37	2,78±2,03	23,13±2,13
Ponto 3' Solubilizado do sedimento	Janeiro, 2018	265,00	7,20	1,22	21,50
	Abril, 2018	152,00	7,50	1,70	24,00
	Julho, 2018	162,00	7,43	0,83	22,60
	Novembro, 2018	250,00	6,96	0,14	23,48
	Média e DP	207,25±58,49	7,27±0,24	0,97±0,66	22,90±1,09

Fonte: A autora.

6.1.1 Condutividade

A Figura 26 (A e B) apresentam os resultados espaciais e temporais das análises de condutividade.

Figura 18. Variação espacial (A) e temporal (B) das amostras de água para valores médios, máximos e mínimos obtidos da condutividade elétrica.



Fonte: A autora.

A variação espacial da condutividade esteve entre o valor médio de $32,83 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no Ponto 1 a $500,38 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no Ponto 3, apresentando o maior valor médio em relação aos demais pontos. De acordo com a figura 26. (A), o aumento da condutividade dá-se da montante (Ponto 1) a jusante (Ponto 3), significando que os valores mais elevados são possivelmente devidos a presença de efluentes domésticos e industriais lançados ao longo do Rio Cachoeira, onde podem ter provocado este aumento, bem como a influência da maré, em especial no ponto 3, conseqüentemente, aumentando a quantidade de íons nela dissolvidos (VILLA, 2005 & BOTELHO, 2013).

Não existe um padrão de condutividade na legislação, porém, de acordo com Von Sperling (2007), as águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, e em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar até $1000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

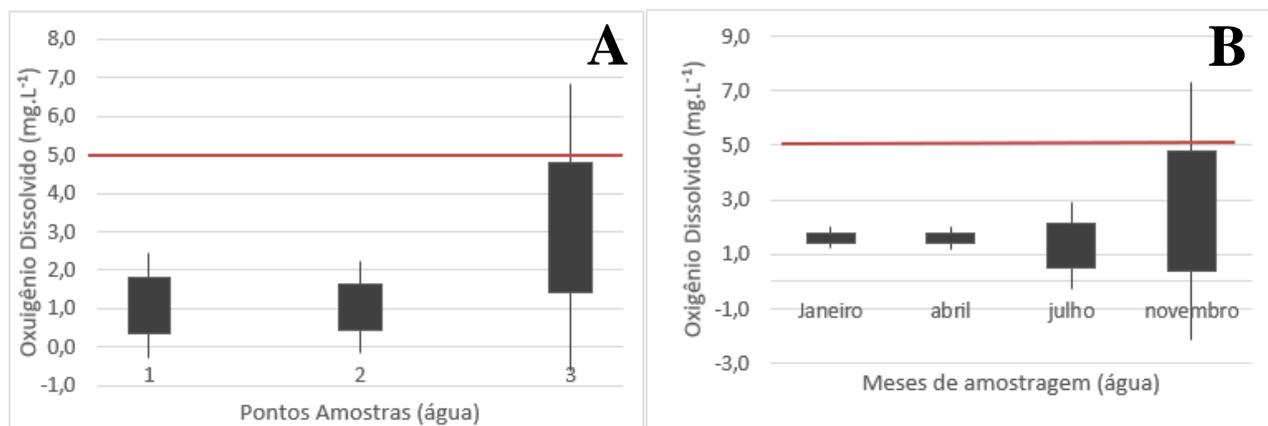
Observa-se também uma variação temporal da condutividade nas diferentes amostragens (Figura 26. B), sendo que, as maiores variações da concentração de condutividade elétrica ocorreram no período chuvoso: janeiro (verão) e novembro (primavera), e as menores no período seco: abril (outono) e julho (inverno).

6.1.2 Oxigênio Dissolvido

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/05 os valores permitidos para a manutenção da qualidade deste rio (Classe II) não devem estar inferiores a $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para oxigênio dissolvido. Em todos os pontos amostrais, os valores apresentaram-se com oxigênio dissolvido abaixo do valor

referido pela resolução. A Figura 27 apresenta os resultados para oxigênio dissolvido numa análise espacial e temporal.

Figura 19. Variação espacial (A) e temporal (B) do Oxigênio Dissolvido das amostras de água do Rio Cachoeira.



Fonte: A autora.

A Figura 27 demonstra que na variação tanto no espaço quanto no tempo do oxigênio dissolvido, a média dos valores em todos os pontos amostrais estão abaixo do valor descrito pela Resolução CONAMA nº357/2005 para rios de classe II, evidenciando a presença de atividade consumidora de oxigênio nos pontos amostrais do rio Cachoeira.

A variação espacial da OD esteve entre o valor médio de 1 mg.L⁻¹ no Ponto 2 a 2,78 mg.L⁻¹ no Ponto 3, apresentando o maior valor médio em relação aos demais pontos. De acordo com a figura 27. (A), o aumento da condutividade foi menor no ponto 2, onde o despejo de matéria orgânica é visível, e maior no ponto 3 onde segundo Macêdo et al. (2000) as maiores concentrações de oxigênio dissolvido são obtidos nas áreas de maior influência salina, influenciados pelos ciclos de marés, como ocorre neste ponto.

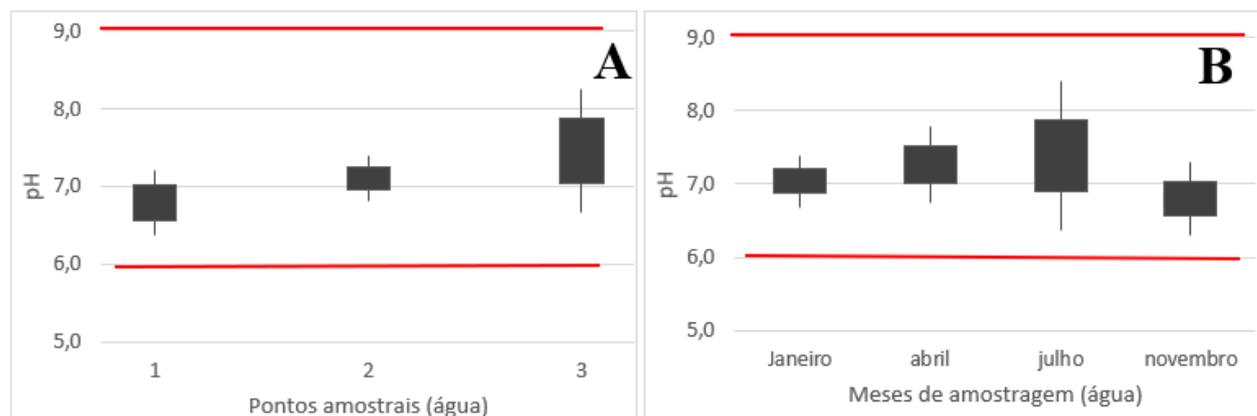
Em relação à variação temporal do oxigênio dissolvido, o mesmo atingiu o valor mínimo de 0,37 mg.L⁻¹ (novembro – Ponto 1) e máximo de 4,8 mg.L⁻¹ (novembro – Ponto 3).

Segundo Minella (2005), as quedas significativas nas concentrações de oxigênio dissolvido são provocadas por despejos principalmente de origem orgânica. Este parâmetro é um indicativo da conservação do ambiente, relacionado com a condição de uso e ocupação da bacia.

6.1.3 Potencial Hidrogeniônico (pH)

A Figura 28 (A e B) apresentam os resultados espaciais e temporais das análises de pH.

Figura 20. Variação espacial (A) e temporal (B) do pH das amostras de água do Rio Cachoeira.



Fonte: A autora.

A variação espacial e temporal para o pH no rio Cachoeira (Figura 28) demonstra para todos os pontos, valores médios estão dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para classe II do rio com valores na faixa de 6,0 a 9,0.

A variação espacial do pH esteve entre o valor médio de 6,84 no Ponto 1 a 7,40 no Ponto 3, apresentando o maior valor médio em relação aos demais pontos, ocorrendo padrão de distribuição, com maiores valores de pH (7,4) ocorrendo na mare de maior salinidade (Ponto 3) e menores valores para a maré de menor salinidade (ponto 1). O pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais importantes e complexas de se interpretar, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Os valores de pH são influenciados pelos ciclos de marés e taxas de fotossíntese e/ou respiração, entretanto a capacidade de neutralização existente no ecossistema aquático devido ao efeito buffer (tampão) impede que ocorram amplas variações do pH, e os valores máximos são obtidos nas áreas de maior influência salina (MACÊDO; FLORES-MONTES; LINS, 2000).

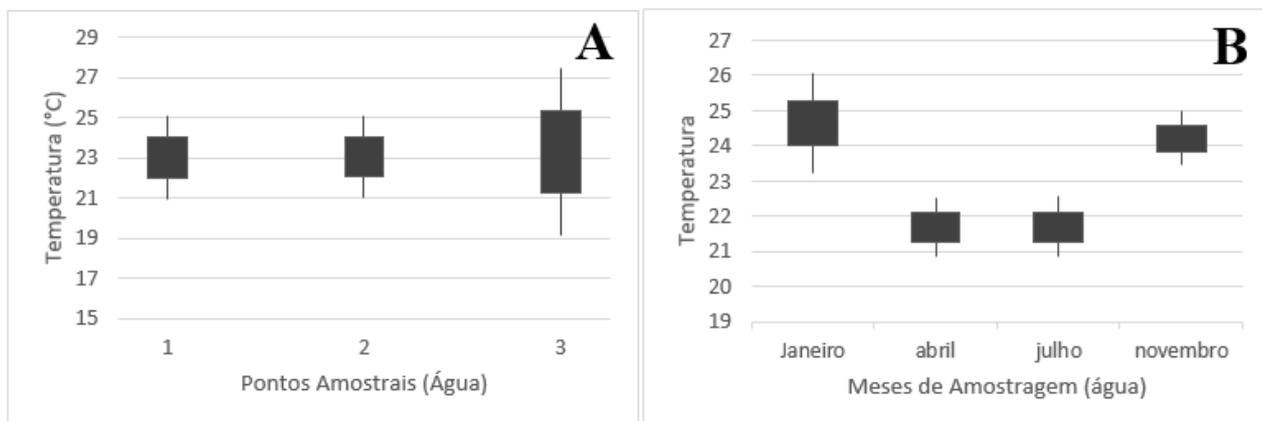
Segundo MINELLA (2005) a variação do pH pode ocorrer naturalmente na presença de ácidos carbônicos e húmicos dissolvidos, porém grandes alterações provêm de despejos industriais e águas residuais. O pH da água também indicou valores máximo de 7,87 (julho) (Figura 28.B).

6.1.4 Temperatura

Na Resolução nº 357 CONAMA (2005), não constam os valores limites para o parâmetro físico-químico temperatura, porém é de conhecimento que este parâmetro é de extrema importância em avaliações de ambientes aquáticos, por refletir as variações sazonais (TOMAZELA, 2008).

A temperatura das amostras teve os valores distribuídos entre 20°C e 25,30°C conforme mostra Figura 29.

Figura 21. Variação espacial (A) e temporal (B) da Temperatura das amostras de água do Rio Cachoeira.



Fonte: A autora.

A temperatura variou de forma similar nos pontos amostrais, com valores mais baixos durante o período correspondente aos meses de inverno e relativamente mais altos durante o período de verão.

A tabela de maré mostra um aumento da altura da maré nos meses de janeiro e novembro, onde o período de precipitação é maior, assim como a temperatura da água aumentou devido a sazonalidade. As coletas foram todas realizadas em período enchente, conforme mostra a Tabela 3.

Tabela 3. Tabela da altura da maré e período do rio Cachoeira para os três pontos de coleta.

Data da amostragem	Tabela de Maré (m)	Período
Janeiro	1,7	Enchente
Abril	1,3	Enchente
Julho	1,3	Enchente
Novembro	1,6	Enchente

Fonte: A autora.

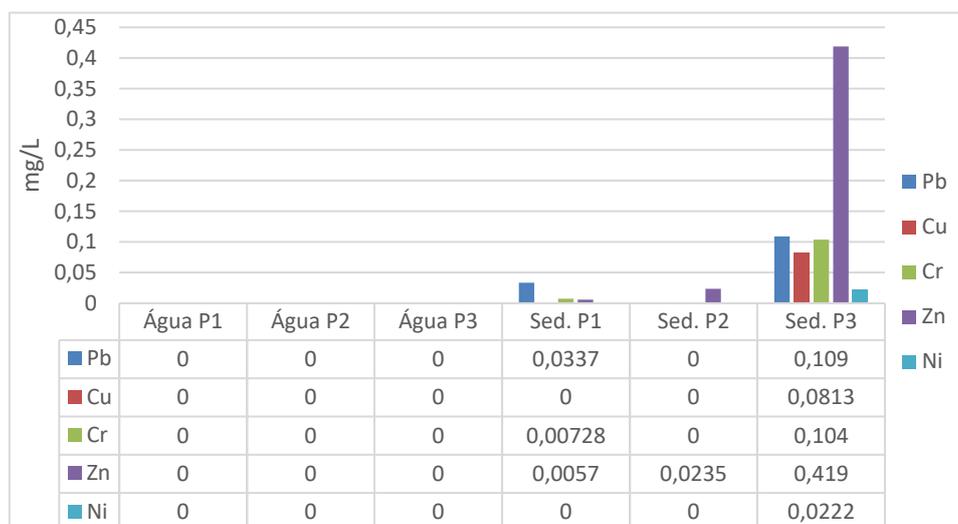
A distribuição dos valores para o parâmetro temperatura mostra a influência da variação sazonal e atmosférica (TOMAZELA, 2008), sendo que este comportamento de oscilação ocorre naturalmente de acordo com a variação da temperatura do ar, sendo influenciada também pela latitude, altitude, estações do ano, período do dia, vazão e profundidade (MINELLA, 2005).

6.2 ANÁLISE DE METAIS PESADOS

6.2.1 Metais em amostras de água e sedimento nos pontos amostrais

As concentrações de Pb, Cu, Cr, Zn e Ni na água não se diferenciaram entre os pontos amostrais de água, estando abaixo do limite de detecção utilizado para análise e para a legislação. Por outro lado, para as amostras de solubilizado do sedimento foi possível identificar e quantificar a presença de Pb, Cr e Zn no ponto 1, somente Zn no ponto 2 e Pb, Cu, Cr, Zn e Ni no ponto 3, sendo o Zn encontrado em maior quantidade, conforme apresenta a Figura 30.

Figura 30. Metais pesados avaliados nas amostras de sedimento para os Pontos 1, 2 e 3.



Fonte: A autora.

Segundo a Tabela 4, referente ao CONAMA 454/2011, que estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional, foi possível verificar que no ponto 3, todos os metais analisados ultrapassaram o limite de metais permitido.

Tabela 4. Concentração média dos metais pesados na água (mg.L-1), com os limites de referência e valores do ponto 3.

	Pb	Cu	Cr	Zn	Ni
Limites	0,035	0,0357	0,0357	0,123	0,018
Ponto 3 (mg/L)	0,109	0,0813	0,104	0,419	0,0222

Nota: Limites estabelecidos pelo CONAMA, resolução n° 454, de 01 de novembro de 2010.

No ponto 3, vários fatores podem ter contribuídos para essa maior concentração de metais, como ações antropogênicas, estações climáticas, variáveis ambientais da água e geologia local (declividade). A declividade, dada pela razão entre a distância horizontal a e a distância longitudinal percorrida do rio é maior entre os pontos 1 e 2 (0,03 m/m) do que entre o ponto 3 (não há declividade), conforme mostra Figura 31.

Figura 31. Perfil de elevação do Rio Cachoeira



Fonte: FRANÇOSO, 2013.

Segundo Sperling (2007) o aumento da declividade é um dos fatores que contribui para o aumento da vazão e conseqüentemente para o aumento da velocidade do rio, diminuindo o tempo de detenção das partículas e dificultando a sua deposição. Também deve-se considerar que a largura do rio a qual tem influência sobre a velocidade da água. Foi observado que a largura do rio aumenta consideravelmente ao longo do seu percurso. O trecho do rio onde há aumento da largura do rio, declividade nula, e maior profundidade (ponto 3), torna-se assim de acordo com Sperling (2007) um ambiente propício a sedimentação, ocorrendo maior concentração dos metais nesse ponto.

6.2.2 Metais em amostras de tecidos dos peixes entre os pontos amostrais.

Com os dados das análises de metais, foi possível verificar que em quase todas as amostras de peixe apresentaram concentração de Pb, Cu, Cr, Zn e Ni acima do limite permitido pela legislação brasileira (Tabela 5), para todos os pontos coletados e nos órgãos analisados (Tecido, Fígado e Brânquias).

Tabela 5. Concentração média dos metais pesados nos peixes (mg.kg^{-1}), com os limites de referência.

	Pb	Cu	Cr	Zn	Ni
Limites	2,0	30,0	0,1	50,0	5

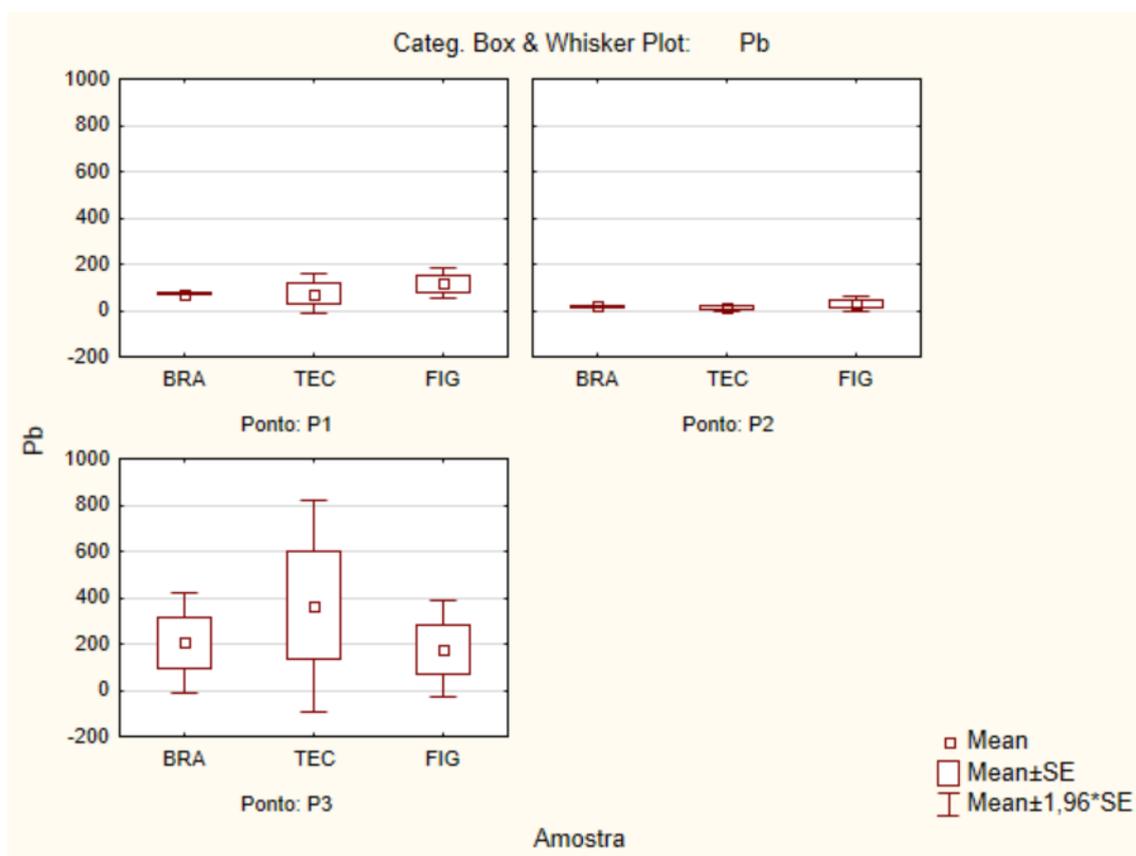
Nota: Limites estabelecidos por BRASIL, Decreto nº55.871, de 26 de março de 1965.

Nas figuras a seguir, são apresentados os valores das concentrações médias com limite estabelecido por BRASIL (1965), mensurados para cada metal analisado em todas as amostras de peixes coletadas.

6.2.3 Pb – Chumbo

A Figura 32 apresenta os resultados das análises estatísticas das concentrações de chumbo nas amostras do Ponto 1, 2 e 3. Foi realizado a ANOVA para determinar se as concentrações de metais tiveram diferença significativa em relação ao ponto e amostra.

Figura 32. Análise estatística para Pb nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.



Fonte: A autora.

O Pb não apresenta efeitos benéficos ou nutricionais para os organismos, sendo extremamente tóxico (BILANDZIC et al., 2011; ERSOY; CELIK, 2010) requerendo maiores cuidados quanto a ingestão deste metal. No presente estudo, o Pb apresentou concentrações acima do permitido por BRASIL (1965) para os tecidos, brânquias e fígados dos peixes avaliados (Tabelas 5). A espécie de peixe analisada tem hábito detritívoro com dieta alimentar a base de matéria orgânica (MO) de fundo e húmus (PLANQUETTE et al., 1996) e pode estar se alimentando de MO com elevadas quantidades de Pb. Isso porque nos locais onde foram coletados existe MO, que segundo Rodrigues-Filho e Maddock (1997) apresenta potencial de fixar Pb. Do mesmo modo, espécies herbívoras com alimentação a base de MO em certos períodos do ano, também mostraram altas concentrações de Pb em seus tecidos musculares próximo de áreas contaminadas no Mar Mediterrâneo (CANLI; ATLI,

2003; PEREIRA et al., 2010) e no Rio Yellow – China (CUI et al., 2011), devido a grandes níveis deste metal junto a matéria orgânica ingerida pelos peixes.

É possível verificar que no Ponto 3 encontra-se um ambiente com maior variação dos valores de metais, devido as características do próprio local e das ações antrópicas. A maior concentração de chumbo nas amostras do Ponto 3 foi encontrada no Tecido, mostrando que existe diferença estatística entre as amostras P3- P1e P3-P2. Em altas concentrações nos peixes o Pb causa déficits comportamentais, além de redução do crescimento, desenvolvimento, aprendizagem, mudanças no metabolismo e aumento na formação de muco (CESTARI et al., 2004; FERRARO et al., 2004; MARTINEZ et al., 2004; SIPPEL et al., 1983; SCHMITT et al., 2007). Em humanos, altos níveis de Pb causam alterações neurológicas, inibição do sistema enzimático e distúrbios no metabolismo (LARSON; WEINCK, 1994; PAOLIELLO; CHASIN, 2001).

Também é possível verificar diferença significativa entre as amostras P3 tecido e P1 brânquia, P3 tecido e P2 brânquia, P3 tecido e P2 fígado, conforme Tabela 6.

Tabela 6. Teste LSD: determinação de diferença estatísticas entre os pontos e amostras para Pb.

		LSD Test: Variable: Pb (estatistic in peixes 18.03) Marked differences are significant at p < ,05000								
Ponto	Amostra	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}
		M=72,273	M=73,066	M=115,66	M=16,528	M=10,632	M=28,578	M=205,08	M=364,46	M=179,51
P1	BRA {1}		0,995356	0,750430	0,683037	0,651793	0,748699	0,335888	0,043178	0,435057
P1	TEC {2}	0,995356		0,754831	0,678799	0,647640	0,744311	0,338706	0,043687	0,438402
P1	FIG {3}	0,750430	0,754831		0,470029	0,444442	0,524982	0,513997	0,080452	0,640221
P2	BRA {4}	0,683037	0,678799	0,470029		0,965471	0,929511	0,177405	0,018471	0,240662
P2	TEC {5}	0,651793	0,647640	0,444442	0,965471		0,895200	0,164904	0,016841	0,224718
P2	FIG {6}	0,748699	0,744311	0,524982	0,929511	0,895200		0,205325	0,022280	0,275909
P3	BRA {7}	0,335888	0,338706	0,513997	0,177405	0,164904	0,205325		0,250833	0,851145
P3	TEC {8}	0,043178	0,043687	0,080452	0,018471	0,016841	0,022280	0,250833		0,185422
P3	FIG {9}	0,435057	0,438402	0,640221	0,240662	0,224718	0,275909	0,851145	0,185422	

Fonte: A autora.

O risco de exposição da população ao Pb pelo consumo de peixe na região estudada pode ocorrer, pois, a população local se alimenta desses peixes, o que pode causar os processos de bioacumulação e biomagnificação. Por consequência, essas espécies com alta concentração de Pb acabam sendo capturadas e consumidas pela população.

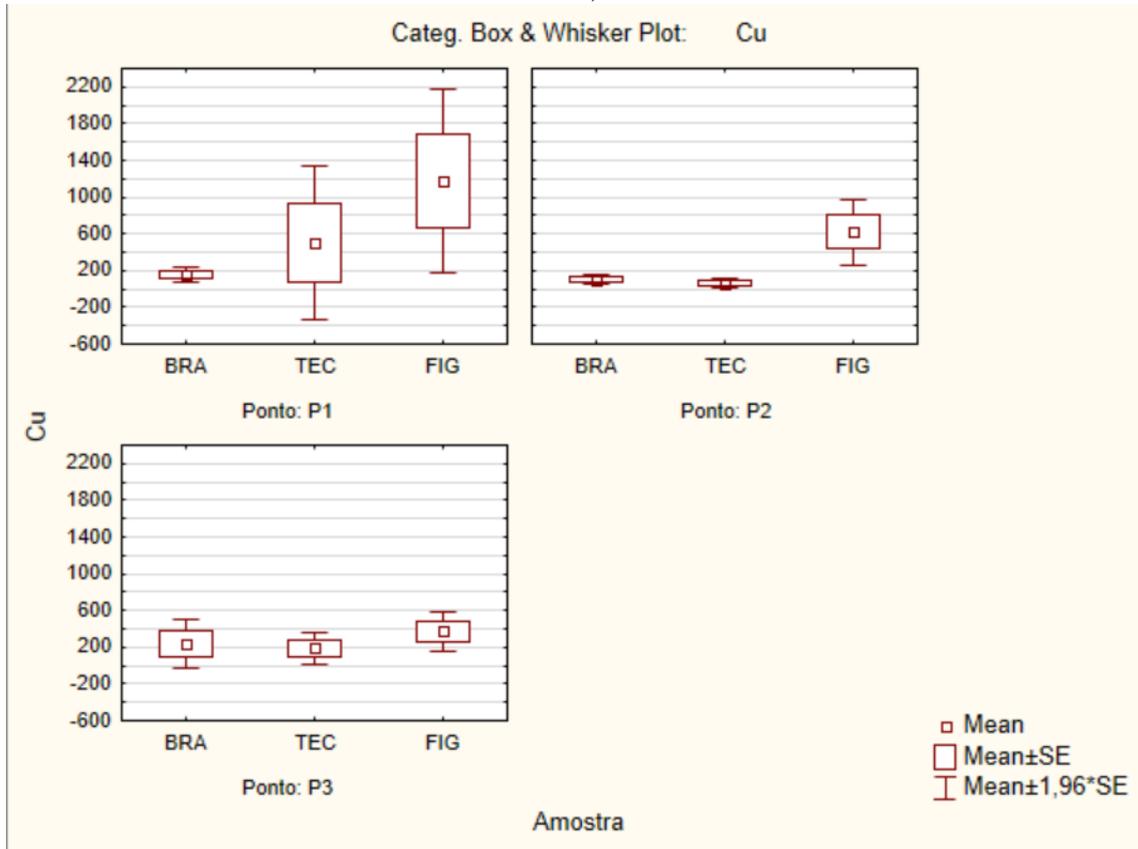
A contaminação da água por chumbo ocorre principalmente por efluentes industriais, sobretudo de metalúrgicas. Este metal na forma de óxido, é usado também em placas de baterias elétricas e acumuladores, vitrificados, esmaltes, vidros e componentes para borracha (CETESB, 2012).

6.2.4 Cu – Cobre

Todas as amostras de peixe em todos os pontos analisados no presente estudo apresentaram concentração de Cu acima do limite legal. Através da análise estatística é possível verificar uma

concentração maior do metal cobre encontrado no Fígado dos peixes coletados em todos os pontos analisados, conforme mostra a Figura 33.

Figura 33. Análise estatística para Cu nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.



Fonte: A autora.

A concentração de metais se mostrou maior para o fígado, em todos os pontos analisados, e no ponto 1 as amostras de tecido apresentaram valores atípicos, sendo encontrados valores de metais maiores que para os outros pontos, podendo ser considerado um outlier ou algumas interações de análise.

Segundo a CETESB (2012), as principais fontes antropogênicas do Cobre são: mineração, fundição, queima de carvão como fonte de energia. As emissões por uso como agente antiaderente em pinturas e na agricultura, excreção de animais e incineração de resíduos urbanos, lançamento de esgotos são menos relevantes, no entanto as mais possíveis de ocorrer na bacia do Rio cachoeira.

É possível verificar diferença estatísticas entre as amostras P1 fígado com P1 brânquia, P2 brânquia, P2 tecido, P3 brânquia, P3 tecido e P3 fígado, conforme Tabela 7.

Tabela 7. Teste LSD: determinação de diferença estatísticas entre os pontos e amostras para Cu.

			LSD Test; Variable: Cu (estatistic in peixes teste peixe com prof)								
			Marked differences are significant at p < .05000								
Ponto	Amostra		{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}
			M=158,23	M=502,27	M=1178,7	M=103,44	M=63,532	M=620,16	M=238,54	M=190,12	M=376,69
P1	BRA	{1}		0,320573	0,007203	0,872592	0,781801	0,187081	0,814228	0,925597	0,524773
P1	TEC	{2}	0,320573		0,059856	0,251766	0,209130	0,730379	0,443804	0,366317	0,713628
P1	FIG	{3}	0,007203	0,059856		0,005046	0,003887	0,114584	0,012059	0,008848	0,028508
P2	BRA	{4}	0,872592	0,251766	0,005046		0,906997	0,142382	0,693057	0,799811	0,427797
P2	TEC	{5}	0,781801	0,209130	0,003887	0,906997		0,115741	0,609674	0,711418	0,364791
P2	FIG	{6}	0,187081	0,730379	0,114584	0,142382	0,115741		0,272067	0,217907	0,479053
P3	BRA	{7}	0,814228	0,443804	0,012059	0,693057	0,609674	0,272067		0,887300	0,686519
P3	TEC	{8}	0,925597	0,366317	0,008848	0,799811	0,711418	0,217907	0,887300		0,586451
P3	FIG	{9}	0,524773	0,713628	0,028508	0,427797	0,364791	0,479053	0,686519	0,586451	

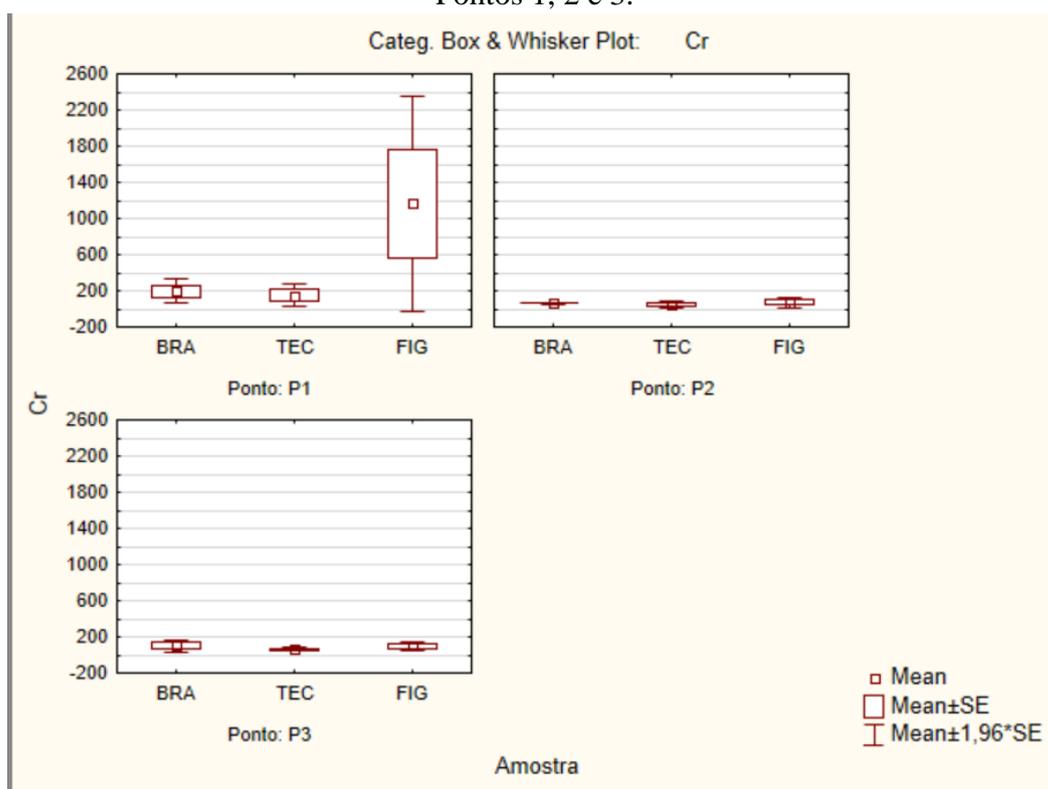
Fonte: A autora.

O Cu é um elemento essencial para o organismo e é facilmente regulado pelo metabolismo dos peixes, assim como nos humanos (KALAY; CANLI, 2000; NOR, 1987). Em baixa concentração no peixe o presente metal pode resultar em anemia, distúrbios gastrointestinais e no desenvolvimento dos ossos e morte (MAZON et al., 2002a; PAGENKOPF et al., 1974). Porém com altas concentrações de Cu em peixes, pode acarretar como efeitos subletais na respiração, comportamento, crescimento, metabolismo e reprodução (JEZIERSKA et al., 2009; MAZON et al., 2002b; RODRIGUES, 2006; YILMAZ, 2003). No ser humano concentrações elevadas de Cu no organismo provocam vômito, hipotensão e morte (LARSON; WEINCK, 1994; PEDROZO; LIMA, 2001). As altas concentrações de Cu encontrados em peixes neste estudo para a BHRC, representam ameaça para os peixes e risco para a população local.

6.2.5 Cr – Cromo

A Figura 34 apresenta os resultados das análises estatísticas das concentrações de cromo nas amostras do Ponto 1, 2 e 3. Foi realizado análise estatística ANOVA para determinar se as concentrações de metais tiveram diferença significativa em relação ao ponto e amostra.

Figura 22. Análise estatística para Cr nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.



Fonte: A autora.

Em relação ao Cr, concentrações acima de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em músculo de peixes, são consideradas prejudiciais ao animal e oferece risco os seus consumidores (WHO, 1988), sendo o limite máximo permitido no Brasil (Tabela 6; BRASIL, 1965). O fato das amostras apresentarem níveis de Cr acima do permitido indica que o ambiente está fortemente impactado por esse metal, que apresenta grande potencial de bioacumulação quando disponível (VELMA et al., 2009).

Através da análise estatística (Figura 34) é possível verificar uma concentração maior do cromo encontrado no Fígado dos peixes coletados no ponto 1.

Neste estudo, estes fatores aparentam ter influência na absorção de Cr nos peixes da BHRC, visto a alta concentração deste metal na água. O Cr causa déficit de natação, irregularidade na respiração e na alimentação, ulcerações e morte nos peixes (BURGUER et al., 2001, 2002; REPULA et al., 2012) e, no homem, a principal consequência é o câncer (LARSON; WEINCK, 1994; SILVA; PEDROZO, 2001).

A contaminação de peixes pelo Cr é bem acentuada e o risco de exposição a este metal para as pessoas que vivem na BHRC é alto, devido à níveis elevados do referido metal e que podem servir de consumo para algumas pessoas que pescam esses peixes.

A maior disponibilização do Cr na água torna-o mais susceptível a absorção pelos peixes, diretamente pela água ou indiretamente pelo alimento ingerido (PALANIAPPAN; KARTHIKEYAN,

2009), além disso, a locomoção do organismo no ambiente, tempo e local de exposição e hábito alimentar interferem na sua acumulação (IKEM, et al., 2003; JORDÃO et al., 1997; MIRANDA-FILHO et al., 2011).

É possível verificar diferença significativa entre as amostras P1 fígado com todos os pontos e todos os órgãos analisados, conforme mostra Tabela 8.

Tabela 8. Teste LSD: determinação de diferença estatísticas entre os pontos e amostras para Cr.

		LSD Test; Variable: Cr (estatistic in peixes teste peixe com prof)								
		Marked differences are significant at $p < .05000$								
Ponto	Amostra	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}
		M=199,75	M=151,17	M=1164,9	M=64,431	M=52,028	M=72,915	M=102,92	M=61,061	M=100,96
P1	BRA {1}		0,869267	0,003837	0,647488	0,617862	0,668111	0,743164	0,639375	0,738164
P1	TEC {2}	0,869267		0,002651	0,769061	0,737276	0,791050	0,870162	0,760379	0,864935
P1	FIG {3}	0,003837	0,002651		0,001366	0,001242	0,001458	0,001834	0,001331	0,001806
P2	BRA {4}	0,647488	0,769061	0,001366		0,966470	0,977063	0,896236	0,990886	0,901496
P2	TEC {5}	0,617862	0,737276	0,001242	0,966470		0,943570	0,863113	0,975578	0,868338
P2	FIG {6}	0,668111	0,791050	0,001458	0,977063	0,943570		0,919009	0,967954	0,924288
P3	BRA {7}	0,743164	0,870162	0,001834	0,896236	0,863113	0,919009		0,887213	0,994694
P3	TEC {8}	0,639375	0,760379	0,001331	0,990886	0,975578	0,967954	0,887213		0,892465
P3	FIG {9}	0,738164	0,864935	0,001806	0,901496	0,868338	0,924288	0,994694	0,892465	

Fonte: A autora.

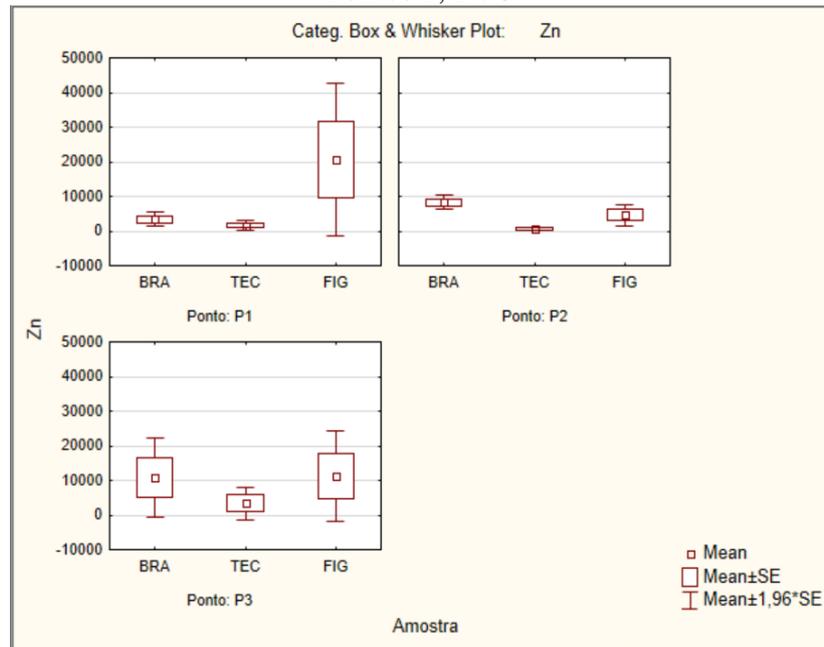
Poucas águas contêm Cr de fontes naturais. Os três estados mais comuns do Cr são II, III, VI. A forma trivalente não está presente em água com pH superior a 5 devido à baixa solubilidade de seus óxidos hidratados. Sob condições oxidantes o Cr III presente em águas naturais é lentamente convertido a Cr VI que é a forma mais tóxica. Em rios poluídos a concentração de oxigênio é baixa e a redução de Cr VI para Cr III é favorecida as concentrações de cromo em água doce são geralmente muito baixas (menor do que 0,001 mg/L) (BARROS, 2013; CETESB, 2012).

Segundo Barros (2013), o cromo é muito utilizado em aplicações domésticas e industriais. Sais de cromo hexavalente são usados em decapagem de metais, galvanização, indústria do aço inoxidável, tintas, corantes, explosivos, cerâmica e papel. Sais de cromo trivalente são utilizados como fixantes para tingimento de tecidos, cerâmica, vidro e fotografia, atividades essas encontradas dentro da Bacia do Rio Cachoeira.

6.2.6 Zn – Zinco

Em todas as espécies avaliadas a concentração de Zn nas amostras dos peixes encontram-se acima do limite permitido por lei. Através da análise estatística é possível verificar uma concentração maior do Zn encontrado no Fígado dos peixes coletados no ponto 1. A Figura 35 apresenta os resultados das análises estatísticas das concentrações de zinco nas amostras do Ponto 1, 2 e 3.

Figura 35. Análise estatística para Zn nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.



Fonte: A autora.

As concentrações de Zn nos animais possam ser de origem não antrópica, visto a quantidade do metal disponível no ambiente terrestre da área (260 ppm; COSTA, 1992) e que são transferidos para o meio aquático principalmente pela lixiviação do solo durante as chuvas (SANTANA; BARRONCAS, 2007; WARREN, 1981). Embora o Zn seja um elemento essencial para a fisiologia dos organismos, em altas concentrações no corpo humano pode resultar em doenças pulmonares, gastrointestinais, febre, vômito, problemas de coordenação muscular e desidratação (LARSON; WEINCK, 1994; MUDGAL et al., 2010). Nos peixes, pode obstruir os espaços interlamelares, bloqueando o movimento respiratório (ENEJI et al., 2011; ROCHA et al., 1985; SINDAYIGAYA et al., 1994) bem como promover atraso na maturação e crescimento (ATLI; CANLI, 2010; JEZIERSKA et al., 2009; SEN et al., 2011).

É possível verificar diferença estatísticas para a amostra P1 fígado com todas as amostras do ponto 2 e para amostra de tecido no ponto 3, conforme mostra tabela 9.

Tabela 9. Teste LSD: determinação de diferença estatísticas entre os pontos e amostras para Zn.

		LSD Test; Variable: Zn (estatistic in peixes teste peixe com prof) Marked differences are significant at $p < ,05000$								
Ponto	Amostra	{1} M=3479,6	{2} M=1615,9	{3} M=20634,	{4} M=8298,8	{5} M=649,25	{6} M=4559,1	{7} M=10841,	{8} M=3380,1	{9} M=11246,
P1	BRA {1}		0,790647	0,023244	0,494850	0,687215	0,877712	0,301263	0,988680	0,276230
P1	TEC {2}	0,790647		0,013182	0,346739	0,890405	0,675498	0,198918	0,801565	0,180776
P1	FIG {3}	0,023244	0,013182		0,091386	0,009766	0,032023	0,173876	0,022560	0,191465
P2	BRA {4}	0,494850	0,346739	0,091386		0,283301	0,595348	0,717507	0,486104	0,675054
P2	TEC {5}	0,687215	0,890405	0,009766	0,283301		0,578861	0,157887	0,697614	0,142880
P2	FIG {6}	0,877712	0,675498	0,032023	0,595348	0,578861		0,375759	0,866549	0,346437
P3	BRA {7}	0,301263	0,198918	0,173876	0,717507	0,157887	0,375759		0,294971	0,953907
P3	TEC {8}	0,988680	0,801565	0,022560	0,486104	0,697614	0,866549	0,294971		0,270327
P3	FIG {9}	0,276230	0,180776	0,191465	0,675054	0,142880	0,346437	0,953907	0,270327	

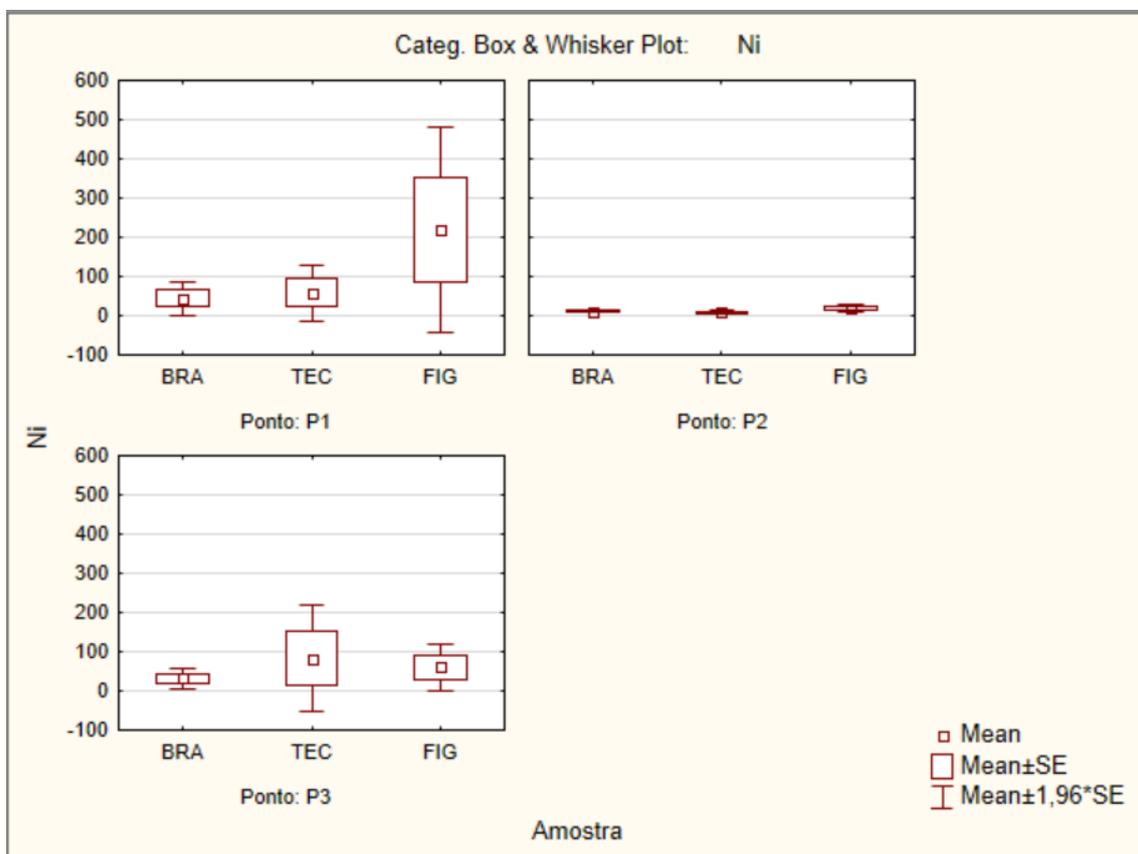
Fonte: A autora.

O teor de zinco em solo geralmente está em torno de 300 mg/Kg de peso seco e no sedimento até 100 mg/Kg de peso seco. O zinco e seus compostos têm muitos usos na indústria automobilística, de construção civil e de eletrodomésticos. É usado na fabricação de ligas resistentes à corrosão e na galvanização de produtos de ferro e aço (CETESB, 2012).

6.2.7 Ni – Níquel

Através da análise estatística (Figura 36) é possível verificar uma concentração maior do Ni encontrado no Fígado dos peixes coletados no ponto 1.

Figura 23. Análise estatística para Ni nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.



Segundo Duarte & Pasqual (2000), o principal uso do Ni é na produção de ligas, na indústria de galvanoplastia, fabricação de baterias (baterias de NiCd), produtos de petróleo, pigmentos e como catalisadores. Estima-se que aproximadamente 180.000 toneladas de Ni são geradas, por ano, pela queima de combustíveis fósseis e processos industriais (IARC, 1990).

A toxicidade do Ni na biota aquática varia amplamente e é influenciada por fatores como pH, oxigênio dissolvido, dentre outros fatores. Na água, o metal é tóxico para plantas em concentrações de aproximadamente 500 $\mu\text{g.L}^{-1}$; afeta a reprodução de crustáceos na água doce, quando atinge cerca de 95 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Em concentrações de 300 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pode matar larvas de moluscos marinhos e acima de 730 $\mu\text{g.L}^{-1}$ é prejudicial à reprodução de pequenos peixes de água doce (ROEKENS, 1988; MARQUES, 1993). Assim como em todos os metais avaliados, as amostras de peixe em todos os pontos analisados no presente estudo apresentaram concentração de Ni acima do limite legal permitido.

É possível verificar diferença estatísticas para a amostra P1 fígado com todas as amostras do ponto 2 e para amostra de tecido no ponto 3, conforme mostra tabela 10.

Tabela 10. Teste LSD: determinação de diferença estatísticas entre os pontos e amostras para Ni.

		LSD Test; Variable: Ni (estatistic in peixes teste peixe com prof)								
		Marked differences are significant at $p < ,05000$								
Ponto	Amostra	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}
		M=44,335	M=59,275	M=218,63	M=11,173	M=7,6129	M=19,116	M=31,763	M=83,182	M=60,312
P1	BRA {1}		0,844803	0,032499	0,664602	0,631348	0,741333	0,869149	0,611866	0,834193
P1	TEC {2}	0,844803		0,048328	0,530614	0,501003	0,599997	0,718847	0,754298	0,989151
P1	FIG {3}	0,032499	0,048328		0,012959	0,011711	0,016218	0,023064	0,088569	0,049654
P2	BRA {4}	0,664602	0,530614	0,012959		0,962773	0,917079	0,787432	0,351147	0,521889
P2	TEC {5}	0,631348	0,501003	0,011711	0,962773		0,880168	0,751887	0,328438	0,492559
P2	FIG {6}	0,741333	0,599997	0,016218	0,917079	0,880168		0,868368	0,405616	0,590688
P3	BRA {7}	0,869149	0,718847	0,023064	0,787432	0,751887	0,868368		0,502995	0,708762
P3	TEC {8}	0,611866	0,754298	0,088569	0,351147	0,328438	0,405616	0,502995		0,764609
P3	FIG {9}	0,834193	0,989151	0,049654	0,521889	0,492559	0,590688	0,708762	0,764609	

Fonte: A autora.

De acordo com a CETESB (2012), o níquel é utilizado principalmente na fabricação de aço inoxidável, galvanoplastia do cromo, produção de ligas, atividades essas pertencentes ao setor metalmeccânico o qual é muito representativo na cidade de Joinville. Além dessas utilidades o níquel também pode ser usado na produção de baterias alcalinas, moedas, pigmentos inorgânicos, próteses clínicas e dentárias ou como catalisador em algumas reações de hidrogenação.

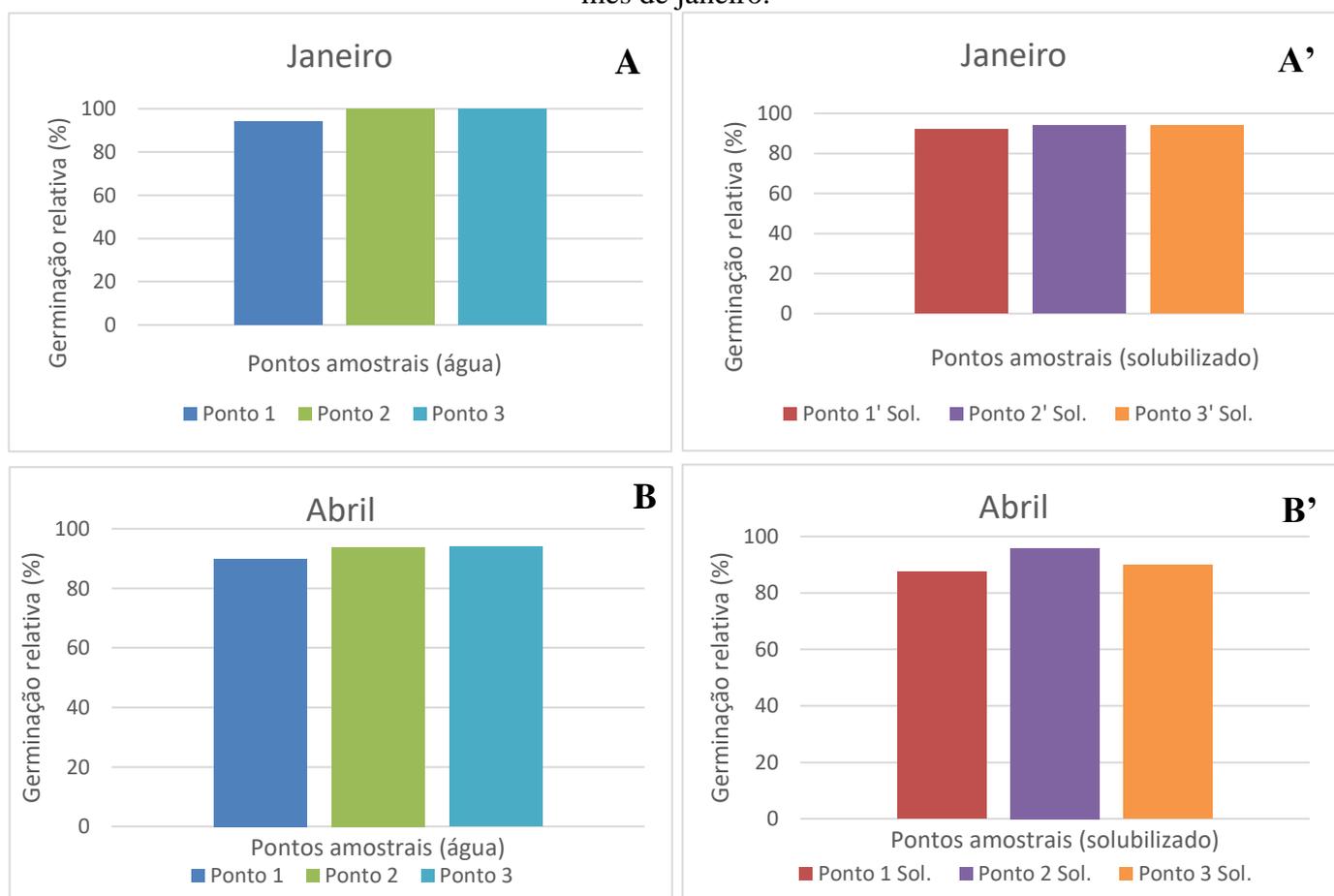
6.3 FITOTOXICIDADE PARA *ERUCA SATIVA*

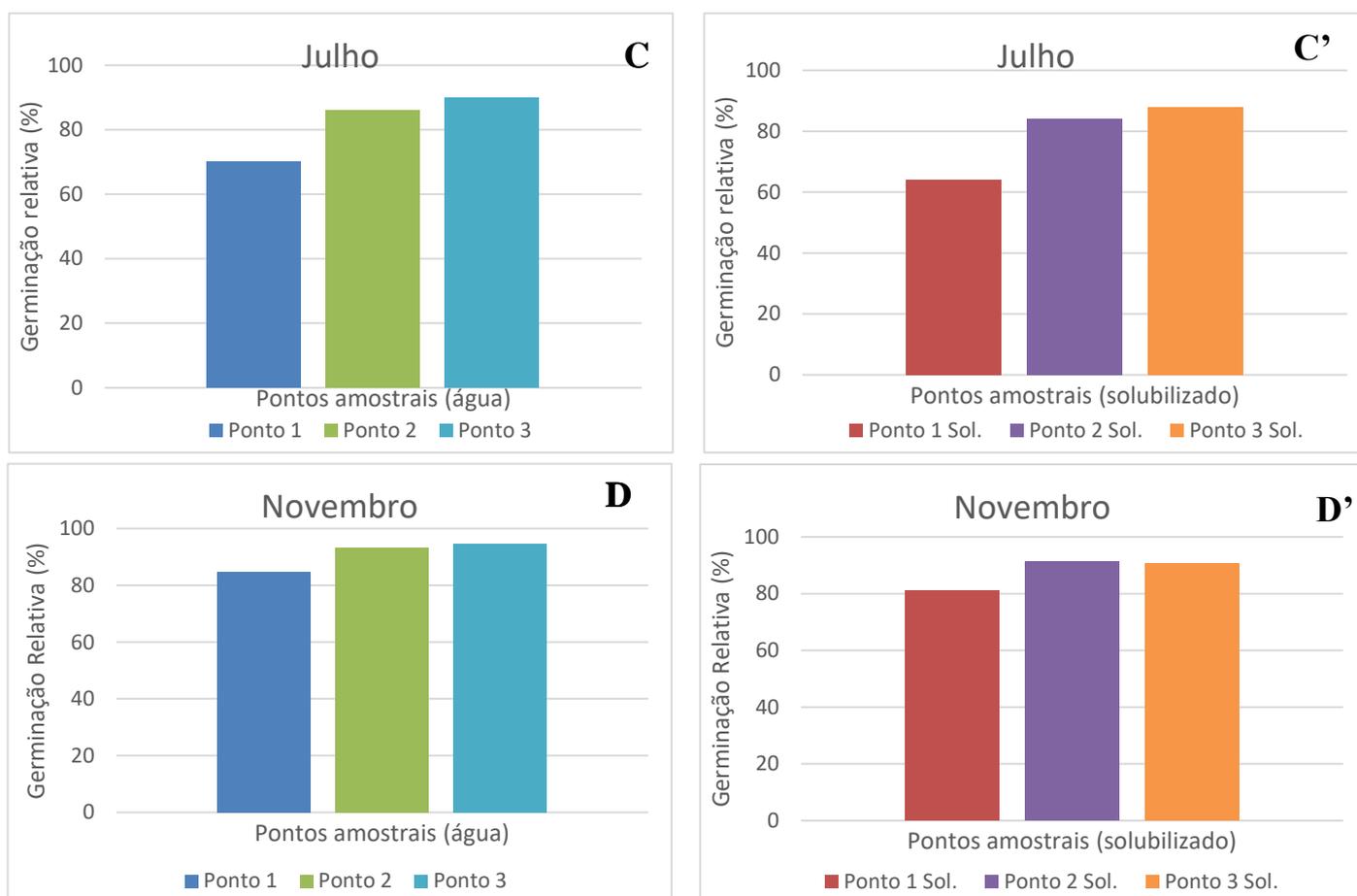
Para a determinação da fitotoxicidade dos pontos amostrais foram realizados ensaios com o organismo *Eruca sativa*, popularmente conhecida como rúcula, nos quais foram avaliados os seguintes parâmetros: germinação das sementes, o crescimento das radículas e o índice de germinação.

Conforme citado por Cruz *et al.* (2013), a condição estabelecida para a confiabilidade do teste de fitotoxicidade com hortaliças, de acordo com o Ministério da Agricultura (2009) devem germinar 65% das sementes do controle negativo. Nos ensaios realizados em rúcula, foi encontrado um valor de 100% de germinação, superior ao estipulado pelo Ministério da Agricultura (2009), sendo assim, os resultados dos bioensaios mostraram-se confiáveis.

As Figuras 37 (A), (A'), (B), (B'), (C), (C'), (D) e (D') ilustram os resultados obtidos de germinação relativa para o mês de janeiro, abril, julho e novembro respectivamente

Figura 24. Valores médios do Índice de Germinação para *Eruca sativa* no teste de fitotoxicidade realizado com amostras da água (A, B, C e D) e sedimento (A', B', C' e D') do rio Cachoeira no mês de janeiro.





Fonte: A autora.

A medida da germinação relativa, expressa como %G, representa a relação entre a contagem das sementes germinadas na amostra e no controle negativo.

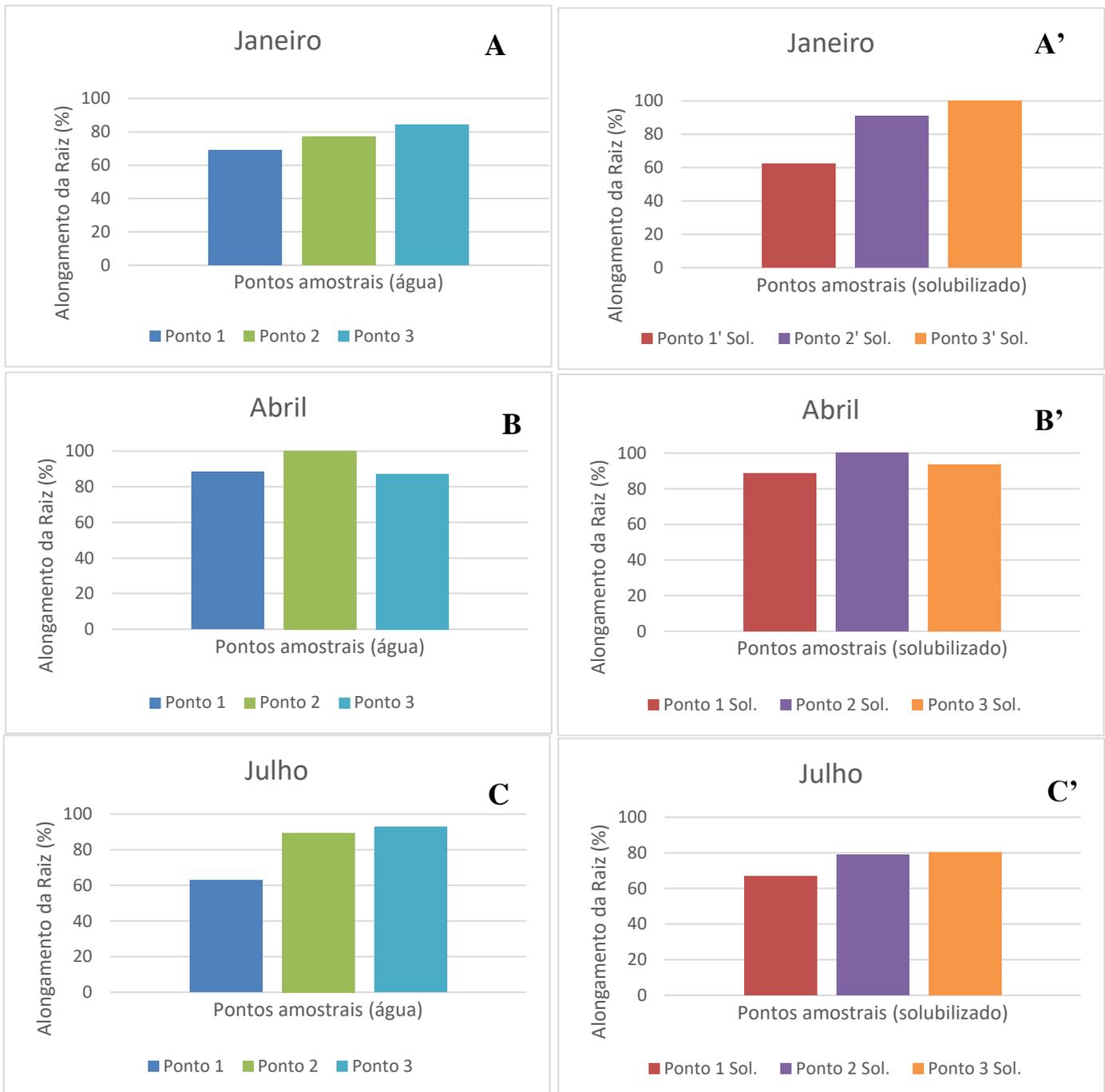
As Figuras 37(A), (B), (C) e (D) ilustram os resultados obtidos de germinação relativa nos ensaios utilizando as amostras dos 3 pontos localizados no rio Cachoeira e o solubilizado dos sedimentos desses pontos.

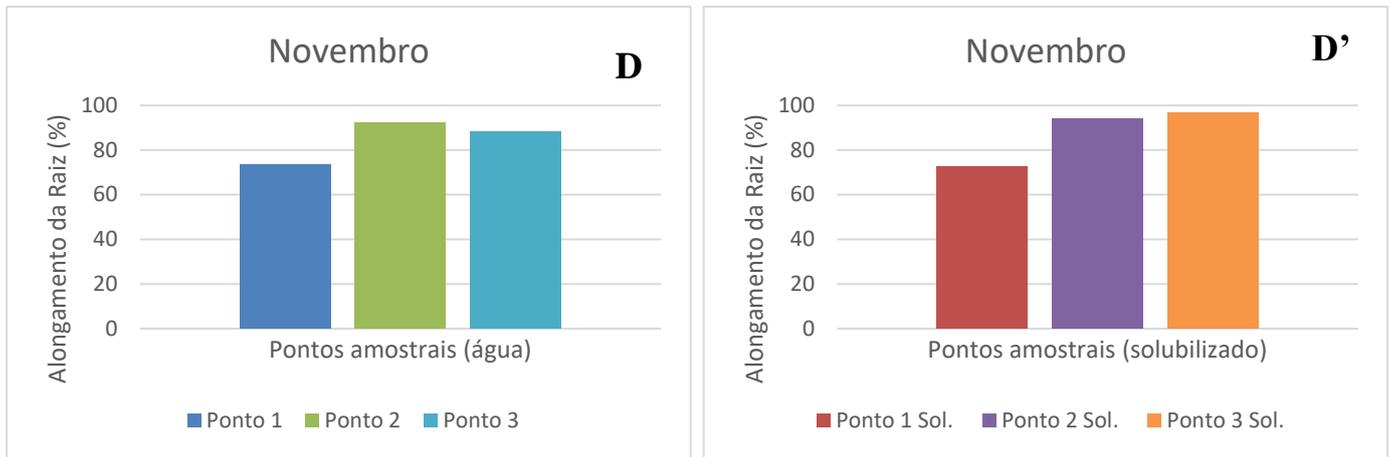
A porcentagem de germinação relativa das amostras se apresenta superior para os pontos 2, 2', 3 e 3', quando comparados ao ponto 1 e 1'. Isso pode ocorrer pelo fato do ponto 1 ser a nascente do rio Cachoeira, apresentando assim um ambiente com menos minerais e matéria orgânica, onde a planta não encontra tanto nutriente para o crescimento.

Não foi encontrado diferença entre as amostras, confirmando assim que não houve significância entre os pontos amostrais, segundo ANOVA ($p > 0,05$).

O desenvolvimento radicular é obtido a partir da relação entre a média do alongamento da raiz das sementes germinadas no teste e a média do alongamento da raiz do ensaio controle. A Figura 33 apresenta os Valores médios do Alongamento da raiz para *Euruca sativa* no teste de fitotoxicidade.

Figura 25. Valores médios do Alongamento da raiz para *Euruca sativa* no teste de fitotoxicidade realizado com amostras da água (A, B, C e D) e sedimento (A', B', C' e D') do rio Cachoeira no mês de abril.



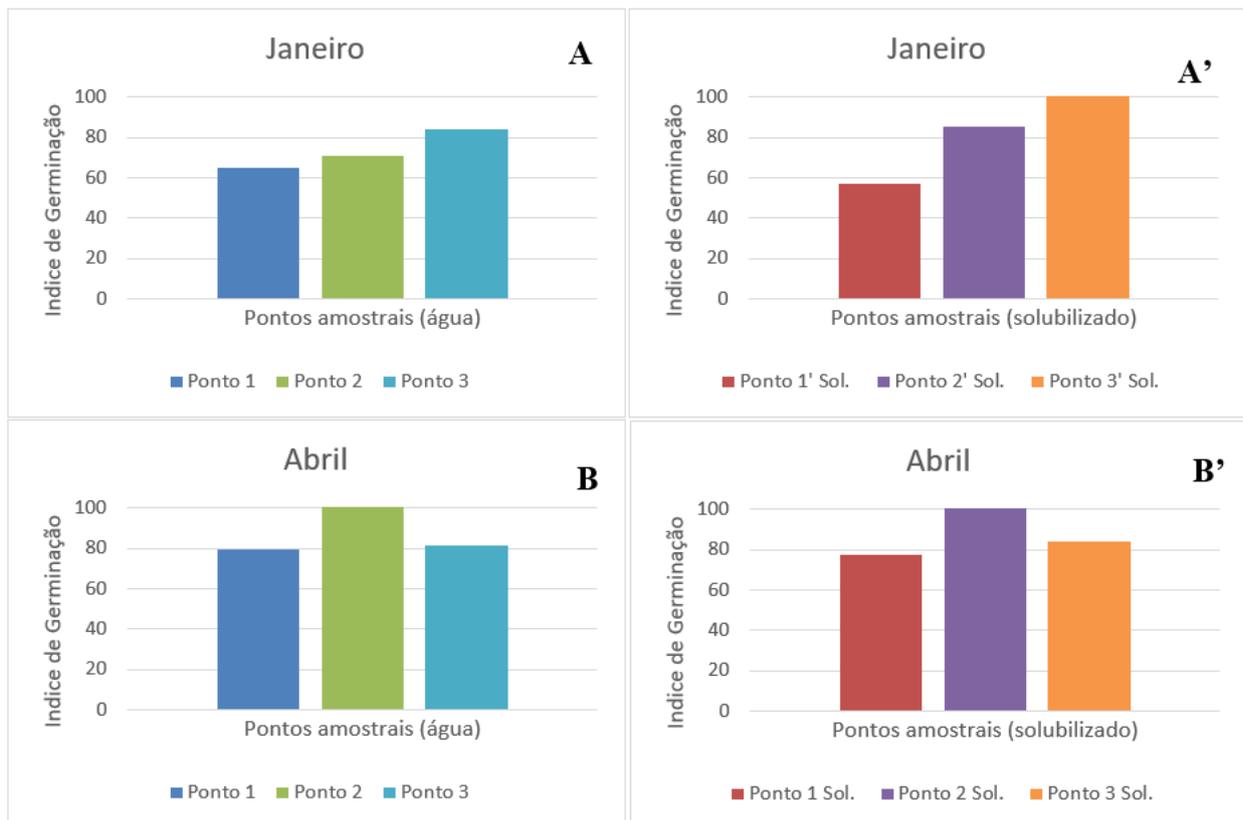


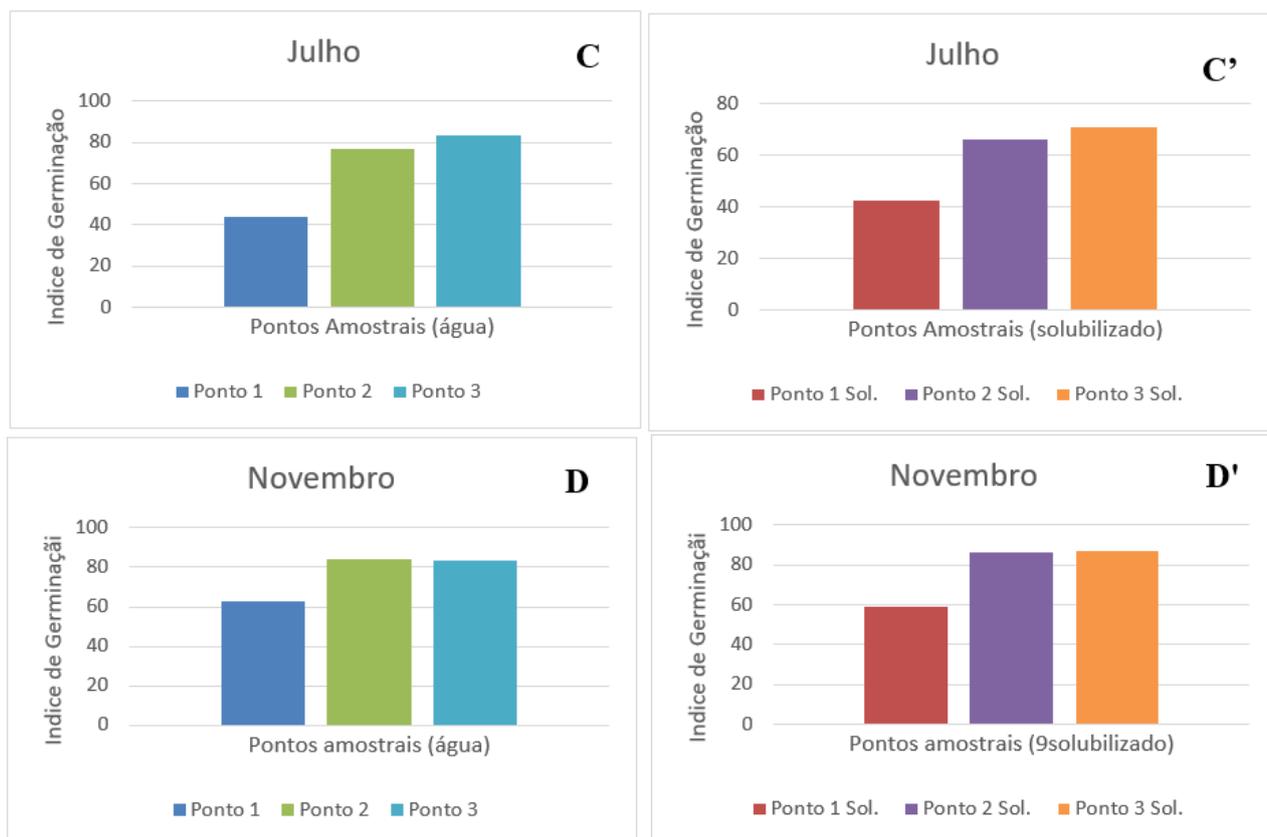
Fonte: A autora.

Visualizando a Figura 38 (A), (B), (C) e (D) pode-se constatar pouca diferença entre a porcentagem do alongamento da raiz, sendo encontrado valor menor no ponto 1 e 1', quando comparados com todas as demais amostras testadas.

O conjunto de medidas da germinação relativa e desenvolvimento relativo da raiz permite o cálculo do índice de germinação das sementes (IG) após um curto período de 120 horas. Estes resultados são ilustrados nas Figuras 39, respectivamente.

Figura 26. Gráfico com valores médios do Índice de germinação, para *Euruca sativa* no teste de fitotoxicidade realizado com amostras da água (A, B, C e D) e sedimento (A', B', C' e D') do rio Cachoeira no mês de julho.





Fonte: A autora.

Visualizando a Figura 39(A), (B), (C) e (D) pode-se constatar para a porcentagem do alongamento da raiz, que apresentaram índice menor no ponto 1 e 1', quando comparados com todas as outras amostras testadas. A análise de variância (ANOVA) não mostrou significância entre os pontos ($p < 0,05$).

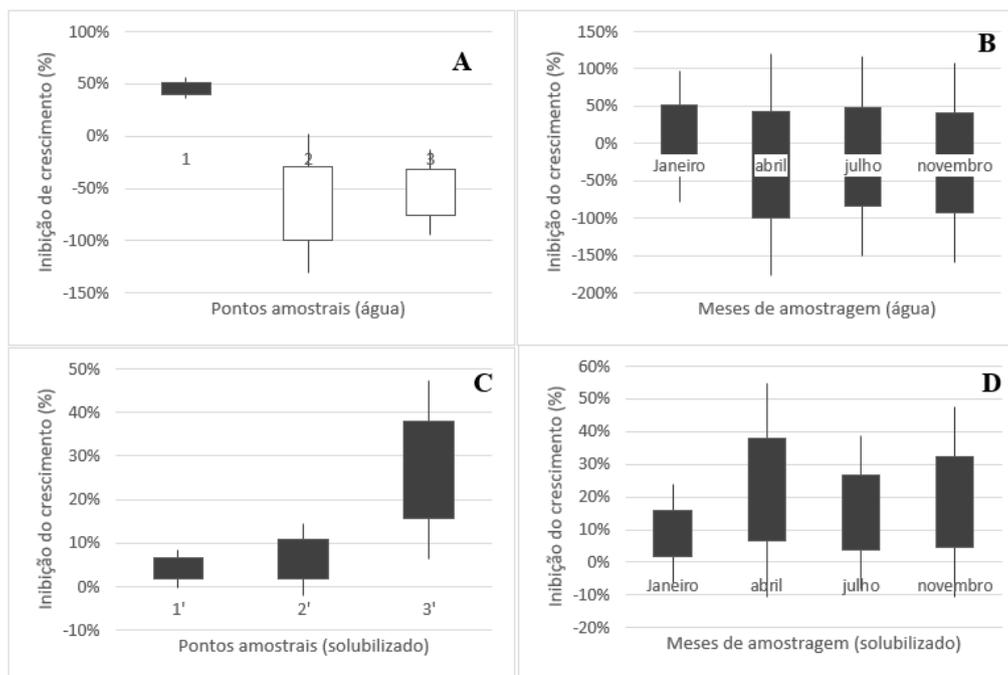
De maneira geral, pode-se dizer que o Ponto 1 apresentou menor crescimento, quando comparados com os pontos 2 e 3, tendo como base os resultados obtidos os testes de alongamento de raiz e índice de germinação. O ensaio de fitotoxicidade com *Euruca sativa* não se mostrou favorável para análise com as amostras de água e sedimento, uma vez que não apresentou diferença entre as amostras.

6.4 TOXICIDADE PARA ALGAS (*CHLOROPHYCEAE*)

O uso de algas é dos mais recomendados, pois, como espécies representativas do nível trófico inferior, são ecologicamente importantes, porque servem como fonte de alimento fundamental para outras espécies aquáticas e ocupam posição única entre os produtores primários, sendo elo importante na cadeia alimentar (VIDOTTI & ROLLEMBERG, 2004).

Análises toxicológicas realizadas nos meses de janeiro a novembro obtiveram valores de Inibição de Crescimento do organismo teste, as análises foram realizadas também em um meio de controle (meio Oligo), para tornar possível a realização dos cálculos de inibição do crescimento. Com isso, obtêm-se os valores para os pontos A, B, C e D conforme a Figura 40.

Figura 27. Variação espacial (A) e temporal (B) das amostras de água e Variação espacial (C) e temporal (D) das amostras do solubilizado para inibição do crescimento da microalga *Senesdesmus subspicatus*.



Fonte: A autora.

De acordo com os resultados apresentados na Figura 35, pode-se observar que no ponto (1), (1'), (2') e (3') para todos os meses analisados, existe uma inibição do crescimento que varia de 1,75% a 50,88%, o que caracteriza que a nascente do Rio Cachoeira apresenta um ambiente sem a presença de muitos nutrientes, sugerindo um ambiente desfavorável para o desenvolvimento e crescimento de organismos produtores, os quais são organismos primários na cadeia alimentar.

Entretanto, para as análises realizadas no ponto (2) e (3), que fica numa região que é apontado como um ambiente que recebe influência de esgotos domésticos e industriais, percebe-se que existe um crescimento superior ao crescimento do meio de controle, o que pode caracterizar uma carga grande em nutrientes e com isso um crescimento desordenado da massa algácea.

Esse aumento de nutrientes no meio aquático acelera a produtividade primária, ou seja, intensifica o crescimento de algas. Esse fenômeno pode ser provocado por lançamento de esgotos, resíduos industriais, fertilizantes agrícolas e pela erosão. A matéria orgânica lançada e decomposta, aumentando a quantidade de nutrientes que acarretam em um desequilíbrio ecológico, pois propicia

o desenvolvimento descontrolado de uma espécie em detrimento de outras (NARDINI & NOGUEIRA, 2008).

Observa-se nos resultados apresentados, que o Ponto (2) e o Ponto (3) apresentam valores negativos para o percentual de inibição do crescimento algácea: -99,46%, -29,83% e -75,68%, -31,58%, respectivamente. Segundo Santos (2008), em estudo realizado na avaliação da qualidade da água e do sedimento do rio Corumbataí, o qual é susceptível a atividades agrícolas, com cultura predominante de cana-de açúcar, os valores encontrados para a inibição do crescimento algal mostraram-se em sua maioria negativos. Segundo este mesmo autor, os valores negativos no crescimento algal indicam o percentual de estímulo do crescimento causado pelas amostras de água.

Para os resultados obtidos no ensaio com a microalga é possível verificar que no ponto 3 para sedimento foi onde apresentou maior inibição de crescimento da microalga, da mesma forma que neste ponto foi encontrado maior acúmulo de metais, confirmando assim a toxicidade presente na amostra.

Torgan (1989), afirma que em ambientes aquáticos a consequência mais comum do crescimento desordenado da massa algácea é a modificação da transparência e turbidez da água, com alteração simultânea de seu gosto e odor, ou o aumento da concentração de nutrientes, principalmente o nitrogênio e o fosforo, mas a saturação de oxigênio também é outra possível consequência.

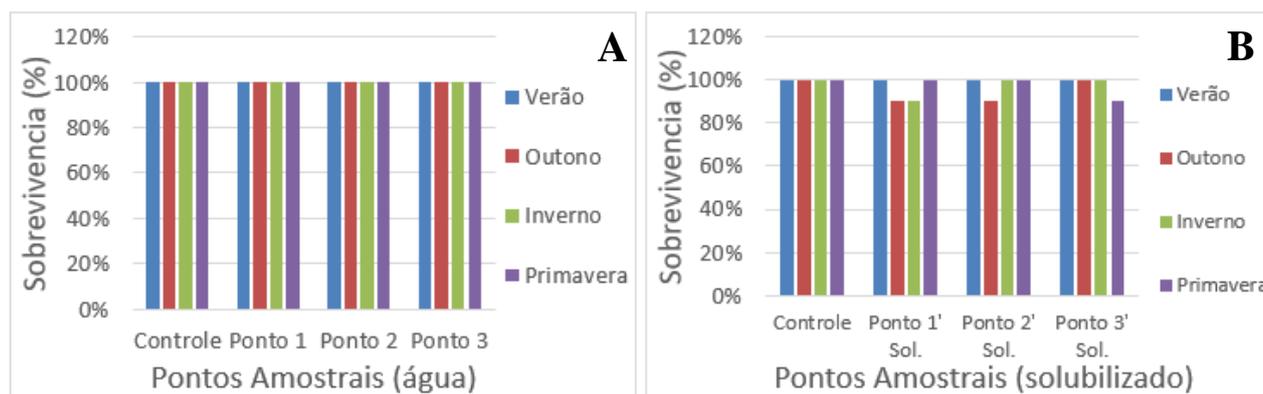
6.5 TOXICIDADE PARA *DAPHNIA MAGNA*

Observa-se neste capítulo que o organismo *Daphnia magna* utilizado para os testes possui carta controle e apresentam sensibilidade adequada para realização dos ensaios. A CE50 24h média para a substância de referência ($K_2Cr_2O_7$) foi de $0,71 \text{ mg.L}^{-1}$ para o período de janeiro a novembro de 2018, o que assegura a credibilidade dos ensaios desenvolvidos, pois a sensibilidade do cultivo esteve dentro do recomendado pelas normas internacionais, entre $0,6$ e $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$ (ISO 6341: 1996).

6.5.1 Toxicidade aguda com *Daphnia magna*

A figura 41 (A e B) apresentam os resultados dos ensaios agudos das águas e sedimentos para *Daphnia magna* em diferentes estações do ano.

Figura 28. Resultado do ensaio agudo para amostras de água (A) e solubilizado (B).



Fonte: A autora.

O índice de mortalidade no controle foi inferior a 10%, atendendo a NBR 12713 (ABNT, 2009), que considera um ensaio agudo válido somente quando o mesmo apresentar no controle um número de imobilidade dos organismos submetidos (*Daphnia*) ao teste menor que 10%. No presente estudo, observou-se que no controle, todos os organismos testados estavam vivos e apresentavam mobilidade, o que tornou capaz a realização dos testes com as amostras dos pontos de amostragem.

De acordo com a Figura 36, as águas e sedimento do Rio Cachoeira não apresentam toxicidade aguda para *Daphnia magna* nos diferentes pontos analisados, porém este fato não quer dizer que a amostra não seja tóxica para o organismo, podendo apresentar toxicidade num período de maior exposição do organismo a amostra. Conforme Rand (1995), o fato de uma substância química não produzir efeitos tóxicos sobre organismos aquáticos em testes de toxicidade aguda não indica que ela

não seja tóxica para eles. Testes de toxicidade crônica permitem avaliar os possíveis efeitos tóxicos de substâncias químicas sob condições de exposições prolongadas a concentrações sub-letais.

Brentano & Henrique (2010) avaliaram a toxicologia de três pontos amostrais no rio Papaquara, localizado em região urbana do município de Florianópolis, para o microcrustáceo *Daphnia magna* também não verificaram toxicidade aguda.

Malgarin & Oliveira (2016), na avaliação da qualidade da água do rio Itapocuzinho utilizando ensaios toxicológicos com *Daphnia magna* e *Scenedesmus subspicatus*, também não apresentaram toxicidade aguda para o organismo *Daphnia magna* nos diferentes pontos de amostragem

6.5.2 Toxicidade crônica com *Daphnia magna*

a) Validação do controle

Nos testes desenvolvidos para controle do ensaio crônico com o meio natural, 100% dos organismos tiveram longevidade de 21 dias. Em relação ao número de posturas, em todos os ensaios houve quatro posturas ao longo do período de 21 dias, conforme mostra Tabela 11.

Tabela 11. Resultados dos ensaios desenvolvidos para determinação dos critérios de validade dos ensaios de toxicidade crônica.

CONTROLE	Longevidade total (dias)	Nº de Posturas	Sobrevivência
Janeiro/2018	21	4	100%
Abri/2018	21	4	100%
Julho/2018	21	4	100%
Novembro/2018	21	4	100%

Fonte: A autora.

Ao final de 21 dias de teste, observou-se que houve 100% de sobrevivência no controle, e a média de filhotes por fêmea foi maior que 20 organismos.

Os dados da Tabela 3 demonstram que os resultados obtidos na pesquisa para o controle estão dentro do esperado, quando comparados com os resultados de Terra & Feiden (2003) e Brentano (2006), os quais mostraram que para assegurar a validade do teste é necessário que seu controle apresente pelo menos 80% de sobrevivência dos organismos adultos, ou seja, 80% de *D. magna* com longevidade de 21 dias.

Ainda de acordo com Terra & Feiden (2003) e Brentano (2006), a média de filhotes por fêmea deve ser igual ou maior que 20 indivíduos ao final de 21 dias. Obteve-se a média de mais de 20 filhotes por fêmea em todas as estações para o controle, conforme pode-se visualizar na Tabela 12.

Desta forma, optou-se manter o critério, já citado por outros autores, de 20 filhotes por mãe como a média no controle para validação do teste.

Tabela 12. Média de filhotes obtidos nos quatro controles realizados.

Controle	Média Jovens
Janeiro/2018	31,6
Abri/2018	26,2
Julho/2018	32,8
Novembro/2018	29,8

Fonte: A autora.

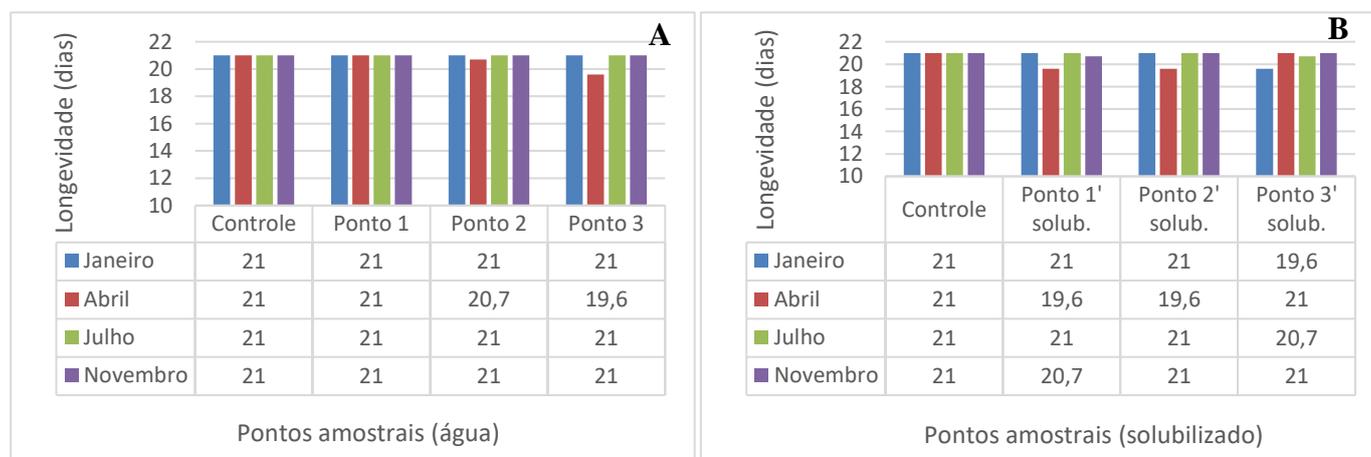
b) Resultados do ensaio crônico

✓ Longevidade

A longevidade é o tempo de vida de um organismo sob determinado conjunto de condições de desenvolvimento (ARAUJO & BURATINI, 2005). Neste experimento, o parâmetro foi obtido pelo acompanhamento da sobrevivência dos organismos até o final de 21 dias, quando o teste foi finalizado.

Os valores observados para a longevidade (dias) mostraram ausência de toxicidade crônica das amostras providas dos pontos de amostragem para o organismo *D. magna* (Figura 42).

Figura 29. Valores médios da longevidade para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado com amostras do controle, de água (A) e solubilizado do sedimento (B) do rio Cachoeira.



Fonte: A autora.

A longevidade de *Daphnia magna* exposta aos testes da amostra de água (P1, P2 e P3) e para solubilizado (P1', P2' e P3') conforme apresentado na Figura 42 (A e B) variou de 19,6 a 21 dias, não mostrando influência da sazonalidade.

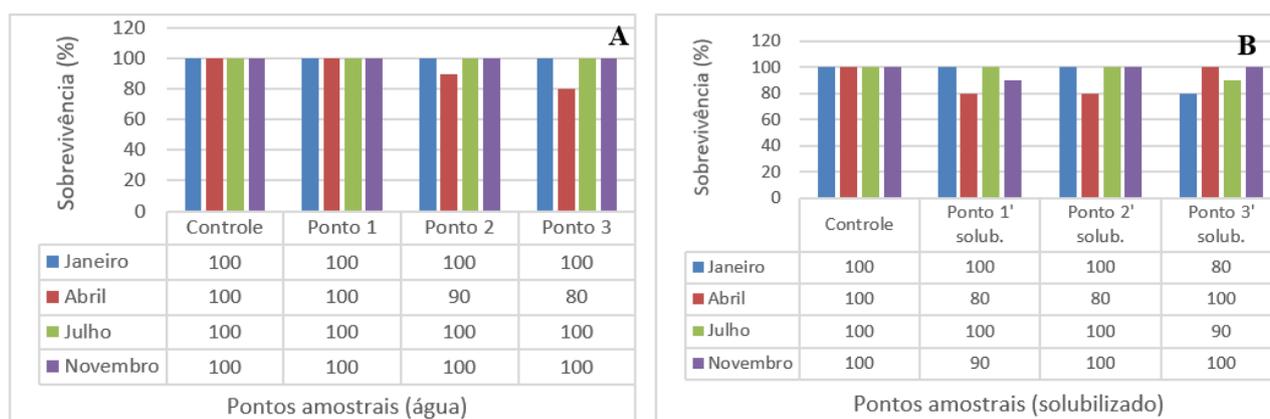
Brentano (2006) observou que longevidade dos organismos-teste (*D. magna*) expostos nos 09 testes realizados com o meio de cultivo M4 durante o ensaio crônico de 21 dias, obtiveram 100% das *Daphnias* com longevidade de 21 dias.

É possível observar na Figura 37.B que nas amostras do extrato solubilizado ocorreu menor porcentagem de longevidade dos organismos quando comparados com a amostras de água, porém não apresentando diferença estatística significativa.

✓ Sobrevivência

Analisando os resultados obtidos nos ensaios crônicos realizados para os pontos amostrais do rio Cachoeira com o microcrustáceo *Daphnia magna*, não foram verificadas diferenças estatísticas significativas entre os pontos e o controle, correspondendo o percentual mínimo de 80% de sobrevivência dos indivíduos durante os 21 dias no controle (Figura 43).

Figura 43. Valores médios da sobrevivência para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado com amostras do controle e de água (A) e solubilizado do sedimento (B) do rio Cachoeira.



Fonte: A autora.

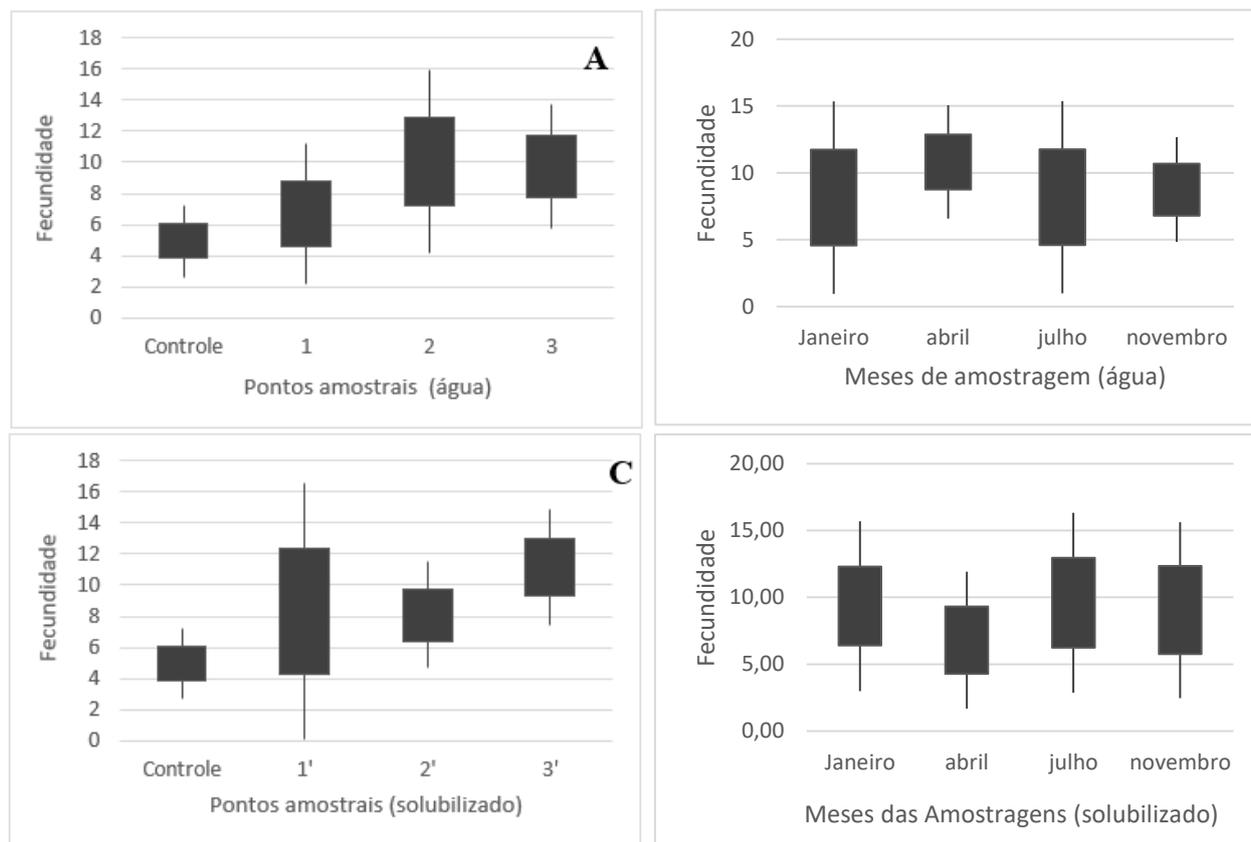
A sobrevivência entre os pontos amostrais e o controle tiveram seus valores médios distribuídos na faixa de 80 a 100% de sobrevivência dos indivíduos adultos.

Os organismos-testes expostos às amostras dos pontos 1 e controle foram os que apresentaram a maior sobrevivência dos organismos.

✓ Fecundidade

Os resultados obtidos para a reprodução de *D. magna* considerando a metodologia proposta para os testes realizados podem ser visualizados na figura 44.

Figura 44. Variação espacial (A) e temporal (B) das amostras de água e Variação espacial (C) e temporal (D) das amostras do solubilizado para valores médios, máximos e mínimos obtidos para fecundidade da *Daphnia magna*.



Fonte: A autora.

Apesar dos parâmetros terem variado bastante, observa-se maior fecundidade nas amostras Ponto 2 e Ponto 3 (Figura 44.A) e Ponto 1' e Ponto 3' (Figura 44.C), em relação ao controle e demais amostras.

Entende-se que possivelmente o organismo encontrou um ambiente com condição ruim para o seu desenvolvimento, gerando estresse para a população, sendo que a alteração no comportamento é um alerta para o tipo de dano ou estresse causado por uma substância ou alteração das condições de cultivo.

Segundo Olla *et al.* (1980), quando um animal é exposto a uma perturbação, a primeira resposta de defesa é comportamental, na maioria das vezes um comportamento de fuga, desenvolvido para diminuir a probabilidade de morte ou para manter sua espécie, explicando possivelmente o

comportamento ocorrido nos testes desenvolvidos com essas amostras que ocorreu aumento da população.

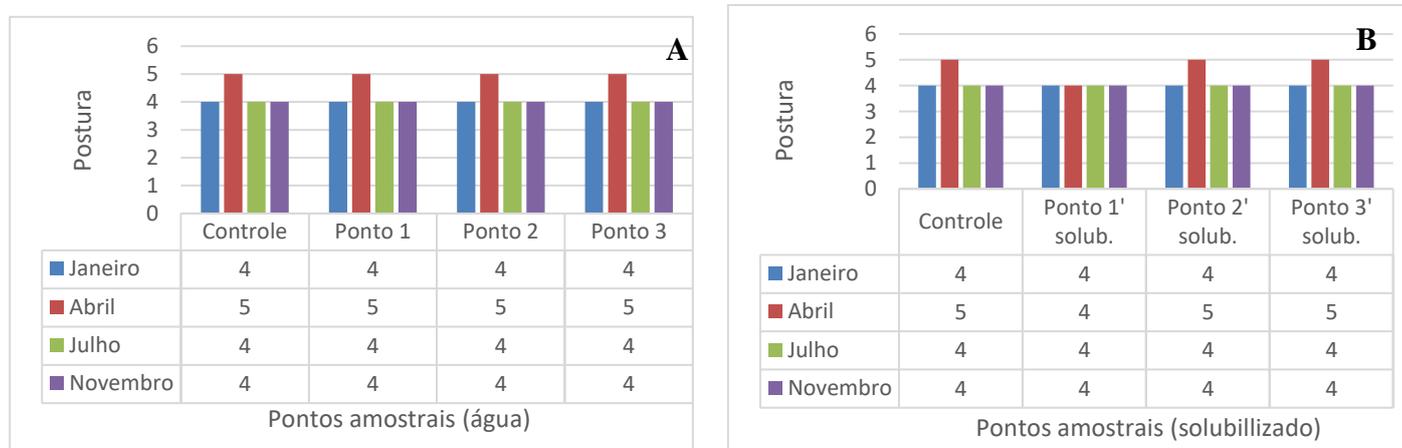
A toxicidade apresentada nos Pontos (P1'), (P2), (P3) e (P3') podem estar relacionada às características físicas do local, bem como com as atividades exercidas nesta área, sendo que o Ponto (1') apesar de ter a presença de mata ciliar, apresenta influência direta do depósito de lixo e despejos da população.

Referente ao Ponto 2 (Figura 44.A), o mesmo é desprovido de mata ciliar as margens do rio, sendo encontrados indústrias metalúrgicas, têxteis e residências nas proximidades de suas margens, portanto ocorrendo expressivo contribuição de substâncias e matéria orgânica para o leito do rio ocasionado assim o aumento na reprodução dos organismos devido à maior disposição de nutrientes.

No Ponto 3, o local sofre a influência da poluição, do depósito de lixo e dejetos comprometendo o ambiente, e neste ponto foi encontrado a maior concentração dos metais avaliados neste trabalho. Já no ponto 1', solubilizado do sedimento localizado na nascente, o ambiente se apresentou bastante fértil, porém isso pode também ser um fator comportamental negativo, desenvolvido para diminuir a probabilidade de morte ou para manter a espécie, mostrando ali um possível ambiente contaminado.

Em relação ao número de posturas, Brentano (2006), Terra & Feiden (2003) apresentam como requisito necessário para a validação do ensaio crônico, que ao fim dos 21 dias de ensaio, apresentar no controle, o mínimo de 04 posturas. Resultado análogo foi relatado no presente estudo, no qual o controle obteve de 4 a 5 posturas (Figura 45).

Figura 305. Valor médio de posturas obtidas para *Daphnia magna* nos testes de toxicidade crônica realizados com o controle, água (A) e solubilizado do sedimento (B).



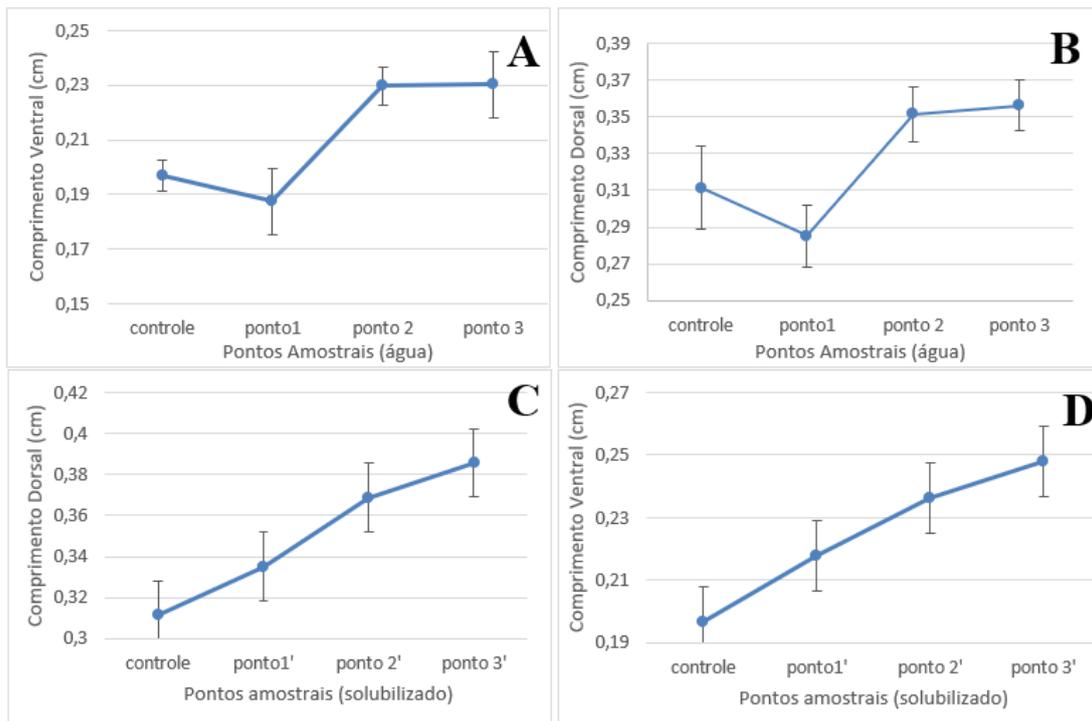
Fonte: A autora.

Pode-se observar na Figura 45.A e 45.B, comportamento semelhante na média de posturas nos tratamentos no decorrer dos ensaios de amostras de água e solubilizado, ocorrendo de 4 a 5 posturas/fêmea a cada ensaio.

✓ Comprimento dos filhotes

Os resultados das medições do comprimento dorsal e ventral dos filhotes durante os 21 dias de ensaio crônico com o organismo *Daphnia magna* foram analisados quanto à homogeneidade e normalidade dos dados e posteriormente realizada a análise de variância (ANOVA), a qual mostrou diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos e o controle ($p > 0.05$) considerando-se um intervalo de confiança de 95% (Figura 46). Portanto as amostras do rio Cachoeira apresentaram efeito sobre a biometria dos organismos estudados.

Figura 316. Médias e respectivos desvios-padrão para o comprimento dorsal (A) e ventral (B) dos filhotes de *Daphnia magna* para amostras de água e Médias e respectivos desvios-padrão para o comprimento dorsal (C) e ventral (D) dos filhotes de *Daphnia magna* para amostra.



Fonte: A autora.

O comportamento dos dados não mostrou tendência entre o controle e os pontos amostrais para este parâmetro, mostrando assim que a qualidade da água do rio Cachoeira possui diferença de conservação nos pontos amostrais, afetando em sua morfologia no que consta neste trabalho quando ao crescimento dorsal e ventral.

Observa-se na Figura 46.A e 46.B que o controle e o ponto 1 apresentam um medidas de comprimento dorsal e ventral menor quando comparadas aos pontos 2 e 3. Assim como observado na Figura 40.C e 40. D para os pontos 1', 2' e 3', onde as medidas do crescimento dorsal e ventral das amostras dos solubilizados se apresentaram maior que o controle.

Erzinger *et al.* (2014) em estudo realizado com efluente de hemodiálise no ano de 2012/2013 utilizou-se da relação alométrica do comprimento ventral e dorsal da *D. magna* para determinar a toxicidade crônica em diferentes concentrações do efluente no início e ao final da exposição do organismo-teste.

Em geral, nos pontos amostrais P2, P3, P2' e P3' observa-se que tiveram organismos maiores tanto na medida dorsal quanto ventral, quando comparados com o P1 e P1', podendo ser observado esta diferença visualmente.

6.6. AVALIAÇÃO INTEGRADA

A Figura 47 apresenta a Avaliação do resultado das análises de metais em água, sedimentos e tecidos dos peixes.

Figura 47. Avaliação do resultado das análises de metais em água, sedimentos e tecidos dos peixes.

	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3	
Metais	Água Não detectado	Sedimento Acima do limite estabelecido	Água Não detectado	Sedimento Acima do limite estabelecido	Água Não detectado	Sedimento Acima do limite estabelecido
Peixe	Acima do limite estabelecido por lei		Acima do limite estabelecido por lei		Acima do limite estabelecido por lei	

Fonte: A autora.

Para as análises de metais, é possível verificar que nas amostras de água não foi detectado metais, já nas amostras de sedimentos, nos três pontos avaliados foi detectado metais acima do limite estabelecido por CONAMA (2010). Para as amostras de tecidos de peixes, em todos os três pontos analisados, as amostras apresentaram presença de metais acima do limite estabelecido por BRASIL (1965).

A Figura 48 apresenta a integração do resultado dos testes de toxicidade com os diferentes organismos avaliados, nos 3 pontos analisados. Os resultados são expressos com a presença de toxicidade para os organismos ou não.

Figura 48. Avaliação integrada do resultado dos testes de toxicidade com diferentes organismos avaliados.

Organismos	<i>Ponto 1</i>	<i>Ponto 2</i>	<i>Ponto 3</i>
<i>Eruca sativa</i>			
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	✓	✓	✓
<i>Daphnia magna agudo</i>			
<i>Daphnia magna crônico</i>	✓	✓	✓

Fonte: A autora.

Foi possível verificar que os organismos *Scenedesmus subspicatus* e *Daphnia magna* apresentaram toxicidade crônica para os três pontos analisados. Fazendo a integração dos resultados obtidos, a toxicidade crônica encontrada nos organismos *Scenedesmus subspicatus* e *Daphnia magna*

já era esperada, considerando a contaminação por metais pesados, onde estes metais tendem em baixas concentrações apresentar toxicidade a longo prazo, devido serem cumulativos.

CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos na realização deste trabalho, podem-se inferir as seguintes conclusões:

- O aumento da condutividade dá-se de montante (Ponto 1) a jusante (Ponto 3), significando que os valores mais elevados são possivelmente devidos ao despejo de efluentes domésticos e às atividades industriais em torno do Rio Cachoeira, que provocaram a contaminação da água e, conseqüentemente, um aumento da quantidade de íons nela dissolvidos.
- As concentrações de Pb, Cu, Cr, Zn e Ni na água não se diferenciaram entre os pontos amostrais de água, estando abaixo do limite de detecção utilizado para análise. Por outro lado, para as amostras de solubilizado do sedimento foi possível identificar e quantificar a presença de Pb, Cr e Zn no ponto 1, somente Zn no ponto 2 e Pb, Cu, Cr, Zn e Ni no ponto 3, sendo o Zn encontrado em maior quantidade.
- Nas amostras analisadas em peixes, foi encontrado presença dos metais analisados em quase todos os órgãos avaliados, identificando maior acúmulo de metais no fígado, sendo esta encontrada maior concentração para amostras do ponto 3, indicando a necessidade de um controle sobre a pesca destes organismos que a longo prazo podem oferecer riscos à saúde daqueles que consomem.
- A porcentagem de germinação relativa para *Euruca sativa* das amostras se apresenta superior para os pontos 2, 2', 3 e 3', quando comparados ao ponto 1 e 1'. Isso pode ocorrer pelo fato do ponto 1 ser a nascente do rio Cachoeira, apresentando assim um ambiente com menos minerais e matéria orgânica, onde a planta não encontra tanto nutriente para o crescimento. Portanto, não foi identificada a fitotoxicidade para *Euruca sativa* das águas e sedimentos do Rio Cachoeira, uma vez que houve a germinação das sementes em todas as amostras.
- Para *Scenedesmus subspicatus*, observa-se um crescimento muito elevado do organismo nos pontos de amostra de água (2) e (3) e inibição dos crescimentos para os pontos de amostra do solubilizado (1'), (2') e (3'). De maneira geral, é possível identificar a toxicidade crônica para *Scenedesmus subspicatus* das águas e sedimentos do Rio Cachoeira, sendo esses organismos a base da cadeia alimentar, possuindo um papel fundamental na manutenção da vida do planeta.
- Observa-se que o ponto 1 e controle que os organismos *Daphnia magna* apresentam medidas de comprimento dorsal e ventral menor quando comparadas aos pontos 2 e 3. Assim como observado para os pontos 1', 2' e 3', onde as medidas do crescimento dorsal e ventral das amostras dos solubilizados se apresentaram maior que o controle.

- Não foi identificada toxicidade aguda para o organismo *Daphnia magna* nas amostras analisadas, o que não significa que o ambiente não possui toxicidade, devido o teste agudo ser de curta duração.
- Foi identificada toxicidade crônica para os organismos *Daphnia magna*, onde o comportamento dos dados não mostrou tendência dos pontos amostrais em relação ao controle, apontando assim que a qualidade da água do rio Cachoeira possui diferença de conservação nos pontos amostrais, afetando em sua morfologia no que consta neste trabalho quando ao crescimento dorsal e ventral.
- Os pontos amostrais apresentaram toxicidade para *Daphnia magna*, considerando o parâmetro de fecundidade, sendo encontrados valores maiores quando avaliados com o controle.
- Apesar dos parâmetros terem variado bastante, observa-se maior fecundidade nos pontos 1', 2, 3 e 3', em relação as demais amostras.
- Comparando resultados dos testes crônicos de água entre os de sedimento para cada organismo-teste, os testes realizados com amostra do solubilizado do sedimento apresentaram maior variação e toxicidade quando comparados com amostras de água.
- De maneira geral, para os organismos testados, o Rio Cachoeira se apresentou como um ambiente com alterações toxicológicas negativas, principalmente para organismos produtores, que são a base da cadeia alimentar, o que coloca em risco a manutenção daquele ecossistema e em consequência a saúde da população.

Em trabalhos futuros, recomenda-se continuar os testes crônicos realizados para a Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, e adicionar outros pontos de monitoramento ao longo dessa, além dos pontos existentes, para que seja possível aumentar a base de dados e informações sobre a qualidade do corpo hídrico.

Em relação aos resultados de toxicidade, este estudo ao apresentar efeitos crônicos mesmo que de menor grau, evidenciou a necessidade do monitoramento toxicológico crônico, o que já é uma exigência enquanto parâmetro da Resolução do CONAMA nº357/2005.

Concluindo assim, a importância do monitoramento toxicológico crônico das águas do rio Cachoeira e dos demais rios por parte dos órgãos ambientais, uma vez que reflete diretamente na qualidade dos recursos hídricos, e tem como reflexo o direto à saúde da população usuária deste recurso.

REFERÊNCIAS

ABESSA, D. M. S.; SOUSA, E. C. P. M.; TOMMASI, L. R.; **Revista de Geologia**. 2006, 19, 253.

ALBERICI, R. M.; **Tese de Doutorado**. Universidade de Campinas, Brasil, 1996.

ALGAEBASE. **Listing the world's algae**. Disponível em: http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=34735. Acesso em: 19 junho de 2018.

ALMEIDA, Sérgio. O Cachoeira está menos poluído. *Jornal Anotícia*. 17/01/1999. Disponível em: <http://www1.an.com.br/1999/jan/17/0cid.htm>. Acesso em 17/01/2019.

ANEEL - **Agência Nacional de Energia Elétrica**. Disponível em: < <http://www.aneel.gov.br/cedoc/blei19979433.pdf>>. Acesso em: 21/08/2018.

ARAÚJO, R. P. A.; ARAGÃO, M. A. **Testes de toxicidade com organismos aquáticos. Métodos de Avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos**. Volume I: Orientações para a manutenção, cultivo e realização de testes de toxicidade com organismos aquáticos. Apostila de Treinamento, São Paulo: CETESB, 2005. Cap. I.

ARAÚJO, R. P. A.; BURATINI, S. V. Cultivo e realização de testes de toxicidade com *Daphnia*. In: R. P. A. Araújo; L. I. Werner. (Org.). **Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos**. São Paulo: CETESB, p. 57-68. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9.897: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores – Procedimento**. Rio de Janeiro: ABNT, 1987. 14 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.006: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 6 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT); **Norma Técnica NBR12.648, Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com algas (Chlorophyceae)**. 2^a. ed., Rio de Janeiro, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15.469: Ecotoxicologia - Coleta, preservação e preparo de amostras**. Rio de Janeiro: ABNT, 2010. 16 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12.713: Ecotoxicologia Aquática – toxicidade aguda – método de ensaio com *Daphnia spp* (Cladocera, Crustacea)**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 21 p.

ATLI, G.; CANLI, M. **Response of antioxidant system of freshwater fish *Oreochromis niloticus* to acute and chronic metal (Cd, Cu, Cr, Zn, Fe) exposures**. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73: 1884-1889. 2010.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. da M. (Org.). **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: Rima, 2003. 340p.

BÁEZ, M. C. D.; GRANADOS, Y. P. **Em Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas - Estandarización, Intercalibración, Resultados y Aplicaciones**. Morales, G. C., ed.; Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo: Ottawa, 2004, cap. 1.

BAIRD, C.; **Química Ambiental**. Tradução: Recio, M. A. L.; Carrera, L. C. M.; 2ª ed., Bookman: Porto Alegre, 2002.

BALDO, W. S.; ZEH, K., K; MOREIRA, D. A. **Avaliação do índice de Qualidade da Água (IQA) nas Bacias Hidrográficas dos Rios Cubatão e Cachoeira em 2015**. Monitoramento Ambiental. Comitê de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas dos Rios Cubatão e Cachoeira (CCJ). 2015. Disponível em: <http://www.cubataojoinville.org.br/index.php?site=noticias&idNoticia=72>. Acesso em 21/06/2018.

BARRELLA, W. **As relações entre as matas ciliares os rios e os peixes**. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO; H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2001.

BARROS, M.A.S.D.de. **Capítulo I – O elemento cromo e suas características**. Disponível em: <<http://www.icp.csic.es/cyted/Monografias/MonografiasTeneria/capituloI.pdf>> Acesso em: 10/11/13

BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P.A. **Aplicação dos ensaios ecotoxicológicos e legislação pertinente**. P. 347-379. In: ZAGATTO, P. A; BERTOLETTI E. (eds.), **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**. Rima. São Paulo. São Carlos. 478 p., 2006.

BILANDZIC, N.; DOKIC, M.; SEDA, M. **Metal content determination in four fish species from the Adriatic Sea**. Food Chemistry, v. 124, p. 1005-1010, 2011.

BOHRER, M. B. **Biomonitoramento das lagoas de tratamento terciário do sistema de tratamento dos efluentes líquidos industriais (SITEL) do pólo petroquímico do sul**. Triunfo, RS, através da comunidade zooplancônica. 1995. 469p.

BOTELHO, R. G. **Avaliação da qualidade da água do rio Piracicaba (SP) e efeito da vinhaça para organismos aquáticos antes e após correção do pH**. Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo – Piracicaba, 110 p. 2013.

BRASIL. Ministério da Agricultura e da Reforma Agrária, 2009. **Regras para Análise de Sementes**. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/2946_regras_analise__sementes.pdf. Acessado em: 21/05/18.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 357 - 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Brasília, 2005.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Decreto 55.871 de 26 de março de 1965**. Diário Oficial da União: Brasília, 1965 (09 de abril de 1965).

BRENTANO. D. M. **Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário**. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 130 p. 2006.

BRENTANO, D. M.; HENRIQUE, F. L. **Avaliação Da Toxicidade Aguda Da Água Do Rio Papaquara, Município De Florianópolis/Sc, Utilizando O Organismo-Teste *Daphnia Magna***. Florianópolis: RTC, v.02, nº 01, p.71-75, 2010.

BURATINI, S. V.; BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P. A.; BULL. ENVIRON. **Contam. Toxicol.** 2004, 73, 878.

BURGER, J.; GAINES, K.F.; BORING, C.S.; STEPHENS JR., W.L.; SNODGRASS, J.; DIXON, C. **Metal levels in fish from the Savannah river: potential hazards to fish and other receptors**. Environmental Research, 89: 85-97. 2002.

CAMPOS, J. **Avaliação da toxicidade das águas do rio Cubatão (Norte) – Joinville, SC, com base em ensaios ecotoxicológicos com *Daphnia magna***. Universidade do Minho – Braga, 86 p. 2015.

CANLI, M.; ATLI, G. **The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species**. Environmental Pollution, v. 121, p. 129–136, 2003.

CCJ. **Comite de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas dos rios Cubatão e Cachoeira**. Disponível em: < <http://www.cubataojoinville.org.br/index.php?site=home>> Acesso em: 19 junho de 2017.

CETESB. **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. Disponível em: < http://solo.cetesb.sp.gov.br/solo/programa-de_monitoramento/biomonitoramento/ensaio-de-germinacao-e-alongamento-de-raizes/>. Acesso em: 19 maio de 2017.

CETESB. FIT – **Ficha de Informação Toxicológica – Chumbo e seus compostos** – Janeiro de 2012. Disponível em: . Acesso em: 01 Jan. 2019.

CETESB. FIT – **Ficha de Informação Toxicológica – Cobre** – Janeiro de 2012. Disponível em: . Acesso em: 01 Jan. 2019.

CETESB. FIT – **Ficha de Informação Toxicológica – Crômio e seus compostos** – Janeiro de 2012. Disponível em: . Acesso em: 01 Jan. 2019.

CETESB. FIT – **Ficha de Informação Toxicológica – Níquel e seus compostos** – Janeiro de 2012. Disponível em: . Acesso em: 01 Jan. 2019.

CETESB. FIT – **Ficha de Informação Toxicológica – Zinco** – Janeiro de 2012. Disponível em: . Acesso em: 01 Jan. 2019.

CESTARI, M. M.; LEMOS, P. M. M.; RIBEIRO, C. A. O.; COSTA, J. R. M. A.; PELLETIER, E. **Genetic damage induced by trophic doses of lead in the neotropical fish *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) as revealed by the comet assay and chromosomal aberrations**. Genetics and Molecular Biology, v. 27, n. 2, p. 270-274, 2004.

CLEUVERS, M.; WEYERS, A.; **Water Res.** 2003, 37, 2718.

COSTA, C. H. **Estudo ecotoxicológico para valorização de resíduo produzido no processo de polimento de piso porcelanato na indústria cerâmica**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 2010.

COSTA, J. A. V. **Geoquímica dos lateritos auríferos do Morro da Mina – Cassiporé (Amapá)**. 1992. 119 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Belém, 1992.

COTTA, J.A.P. et al. **Avaliação do teor de metais em sedimento do Rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira**. Petar, São Paulo, Brasil. Quim. Nova, Vol. 29, No. 1, 40-45, 2006.

Comissão Mundial de Águas, (2017). Disponível em: <https://www.archdaily.com.br/br/tag/rios-urbanos>. Acesso em: 19 maio de 2018.

CONNELL, D. W.; MILLER, G. J.; **Chemistry and Ecotoxicology of Pollution**. John Wiley & Sons: New York, 1984.

CRUZ, J.M.; LOPES, P. R. M.; MONTAGNOLLI, R. N.; TAMADA, I.S.; SILVA, N. M. M. G.; BIDOIA, E.D. **Toxicity assessment of contaminated soil using seeds as bioindicators**. Journal of Applied Biotechnology, v.1, p.1-10, 2013.

CUI, B.; ZHANG, Q.; ZHANG, K.; LIU, X.; ZHANG, H. **Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China**. Environmental Pollution, v. 159, p. 1297-1306, 2011.

DOMINGUES, D.F. & BERTOLETTI, E. **Seleção, manutenção e cultivo de organismos aquáticos**. In: Zagatto, P.A. & Bertolotti, E. (eds), Ecotoxicologia aquática: Princípios e aplicações. São Carlos. RIMA. p.153-184. 2006.

DORNFELD, C. B.; **Dissertação de Mestrado**, Universidade de São Paulo, Brasil, 2002.

DUARTE, PASQUAL - **Avaliação do Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) - Energia na Agricultura**. vol. 15, n. 1, 2000.

ENEJI, I. S.; SHA'ATO, R.; ANNUNE, P. A. **Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish (Tilapia Zilli and Clarias Gariepinus) Organs from River Benue, North**. Central Nigeria. Pakistan Journal Analytical and Environmental Chemistry. v. 12, n. 1/2, p. 25-31, 2011.

ERSOY, B.; CELIK, M. **The essential and toxic elements in tissues of six commercial demersal fish from Eastern Mediterranean Sea**. Food and Chemical Toxicology, v. 48, p. 1377-1382, 2010.

ERZINGER, G.S.; MACHADO, C. K.; PINTO, L. H.; CIAMPO, L. F.; LORENZI, L.; CORREIA, C. H. G.; HÄDER, D. P. **Potential environmental toxicity from hemodialysis efluente**. *Ecotoxicology and Environmental Safety*: p. 42–47. 2014.

FERRARO, M. V. M.; FENOCCHIO, A. S.; MANTOVANI, M. S.; RIBEIRO, C. O.; CESTARI, M. A. M. **Mutagenic effects of tributyltin and inorganic lead (Pb II) on the fish H. malabaricus as evaluated using the comet assay and the piscine micronucleus and chromosome aberration tests**. Genetics and Molecular Biology, v. 27, n. 1, p. 103-107, 2004.

FRANÇOSO, M. O; OLIVEIRA, T. M. N; LEITZKE, T. G. C. **Análise da Presença de metais pesados e sua toxicidade nos sedimentos do Rio Cachoeira – Joinville/SC**. Artigo científico. Universidade da Região de Joinville, 2013.

GROSSL, D.; TORRENS, B. M. O.; LEITZKE, T. G. C. **Avaliação da toxicidade crônica utilizando *Desmodesmus subspicatus* (chlorophyta), na Bacia Hidrográfica do rio Cachoeira – Joinville/SC.** Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental). Universidade da Região de Joinville. Joinville, 18 p. 2014.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P. A.; ARAÚJO, R. P. A.; RAMOS, M. L. L. C.; **Procedimentos para Utilização de Testes de Toxicidade no Controle de Efluentes Líquidos.** Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB): São Paulo, 1990.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C., THURSTON, R. V.; **Environ. Sci. Technol.** 1977, 11, 714.

HARMEL, V. C.; **Dissertação de Mestrado.** Universidade Regional de Blumenau, Brasil, 2004.

HODGSON, E. **Em A Textbook of Modern Toxicology.** Hodgson, E., ed.; 3rd ed., John Wiley & Sons: New Jersey, 2004, cap. 1.

HOLT, M. S.; **Food Chem. Toxicol.** 2000, 38, S21.

IBGE. **Censo Demográfico 2016.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 20 março de 2017.

INEAM. **Instituto Nacional de Educação Ambiental.** Disponível em: <http://ineam.com.br/rios-urbanos/>. Acesso em: 23 maio de 2017.

IKEM, A.; EGIEBOR, N. O.; NYAVOR, K. **Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegee Lake, Southeastern USA.** *Water, Air and Soil Pollution*, v. 149, p. 51–75, 2003.

ISO 10706, 2000, **Water quality – Determination of long term toxicity of substances to *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea).** 17p.

ISO 6341, 1996, **Water quality -- Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) -- Acute toxicity test.** 22p.

JABEEN, G.; JAVED, M.; AZMAT, H. **Assessment of heavy metals in the fish collected from the river Ravi.** *Pakistan. Pakistan Veterinary Journal*, 32: 107. 2012.

JESUS, H.C DE. et al. **Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória – ES.** *Química Nova*, vol. 27, nº. 3, p. 378-386, 2004.

JEZIERSKA, B.; ŁUGOWSKA, K.; WITESKA, M. **The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review).** *Fish Physiology Biochemistry*, v. 35, p. 625-640, 2009.

JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. L.; JHAM, G. N. **Chromium contamination in sediment, vegetation and fish caused by tanneries in the State of Minas Gerais, Brazil.** *The Science of the Total Environment*, v. 207, p. 1-11, 1997.

JUSBRASIL. Disponível em: https://gerry.jusbrasil.com.br/noticias/112227993/oito-cidades-mostram-ao-brasil-que-e-possivel-despoluir-os-rios-urbanos?ref=topic_feed. Acesso em: 19 outubro de 2018.

- KALAY, M.; CANLI, M. **Elimination of Essential (Cu, Zn) and Non-Essential (Cd, Pb) Metals from Tissues of a Freshwater Fish *Tilapia zilli***. Turkish Journal of Zoology, v. 24, p. 429-436, 2000.
- KALLQVSTA, T.; MILACICB, R.; SMITALC, T.; THOMASA, K. V.; VRANESD, S.; TOLLEFSEN, K. E. **Chronic toxicity of the Sava River (SE Europe) sediments and river water to the algae *Pseudokirchneriella subcapitata***. Water Research, v.42, p.2146 – 2156, 2008.
- KNIE, JOACHIM L. W. **Atlas ambiental da região de Joinville: complexo hídrico da Baía da Babitonga**. Florianópolis: FATMA/GTZ, 2002. 139 p.
- KNIE, JOACHIM L. W.; LOPES, Ester W. B. **Testes Ecotoxicológicos: Métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA / GTZ, 2004. 289 p.
- LAMELAS, C. e SLAVEYKOVA, V. I.; **Comparison of Cd(II), Cu(II), and Pb(II) biouptake by green algae in the presence of humic acid**. Environmental Science and Technology, v. 41, p. 4172-4178, 2007.
- LARSON, K. A.; WEINCEK, J. M., **Mercury removal from aqueous streams utilizing micro emulsion liquid membranes**. Environmental Progress, v. 11, n. 2, p. 456-464, 1994.
- LIMA JR, R.G.S.; ARAÚJO, F.G.; MAIA, M.F.; PINTO, A.S.S.B. **Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande bays**. Rio de Janeiro, Brazil. Environmental Research, 89: 171-179. 2002.
- LIMA, W.P.; ZAKIA M.J.B. **Hidrologia de matas ciliares**. In: RODRIGUES; R.R.; LEITÃO FILHO; H.F. (Ed.) Matas ciliares: conservação e recuperação. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p.33-43.
- LIMA, D.P. **Avaliação da contaminação por metais pesados na água e nos peixes da bacia do rio cassiporé, estado do amapá, Amazônia, Brasil**. Macapá, 2013.
- MACÊDO, S. J.; MUNIZ, K.; FLORESMONTES, M. J. **Hidrologia da região costeira e plataforma continental do estado de Pernambuco**, p. 255-286. In: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANNLEITÃO, S.; COSTA, M. F. (Eds). Oceanografia, um cenário tropical. Recife, Bagaço, 2004, 761p.
- MANAHAN, S.E. **Toxicology Chemistry**. 2nd ed. Lewis Publishers, Michigan, 520p. 1992.
- MAGALHÃES, D. F; FERRÃO-FILHO, A. S. **A ecologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos**. Rio de Janeiro, 2008.
- MALGARIN, J.; OLIVEIRA, T. M. N. **Avaliação da qualidade da água do rio itapocuzinho utilizando ensaios ecotoxicológicos com *Daphnia magna* e *Scenedesmus subspicatus***. Joinville, 2016.
- MARKLE, P.J.; GULLY, J.R.; BAIRD, R.B.; NAKADA, K.M.; BOTTOMLEY, J.P. **Effects of several variables on whole effluent toxicity test performance and interpretation**. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000.

MARTINEZ, C. B. R.; NAGAE, M. Y.; ZAIA, C. T. B. V.; ZAIA, D. A. M. **Acute morphological and physiological effects of lead in the neotropical fish *Prochilodus lineatus***. Brazilian Journal of Biology, v. 64, n. 4, p. 797-807, 2004.

MARQUES, A. L. B.; CHIERICE, G. O. **Trace Nickel Determination with phenyldithiocarbamate in Sea Water, by Adsorptive Stripping Voltammetry**. Journal of the Brazilian Chemical Society, 04: 1, 17-19, 1993.

MAZON, A. F.; MONTEIRO, E. A. S.; PINHEIRO, G. H. D.; FERNANDES, M. N. **Hematological and physiological changes induced by short-term exposure to copper in the freshwater fish, *Prochilodus scrofa***. Brazilian Journal of Biology, v. 62, n. 4, p. 621-631, 2002^a.

MAZON, A. F.; CERQUEIRA, C. C. C.; FERNANDES, M. N. **Gill Cellular Changes Induced by Copper Exposure in the South American Tropical Freshwater Fish *Prochilodus scrofa***. Environmental Research, v. 88, p. 52-63, 2002b.

MERT, R.; ALAS, A.; BULUT, S.; ÖZCAN, M.M. **Determination of heavy metal contents in some freshwater Fishes**. Environmental Monitoring and Assessment, 186: 8017-8022. 2014.

MINELLA, Letícia. **Índice de qualidade da água ao longo de rios e ribeirões - município de Brusque**. 2005. 119 f.

MIRANDA FILHO, A. L.; MOTA, A. K. M.; CRUZ, C. C.; MATIAS, C. A. R.; FERREIRA, A. P. **Cromo hexavalente em peixes oriundos da Baía de Sepetiba no Rio de Janeiro, Brasil: uma avaliação de risco à saúde humana**. Revista Ambiente & Água, v. 6, n. 3, P. 200-209, 2011.

MUDGAL, V.; MADAAN, N.; MUDGAL, A.; SINGH, R.B.; MISHRA, S. **Effect of toxic metals on human health**. The Open Nutraceuticals Journal, v. 3, p. 94-99. 2010.

NARDINI, M.J.; NOGUEIRA, I.D.S. **O Processo Antrópico de um Lago Artificial e o Desenvolvimento da Eutrofização e Florações de Algas Azuis em Goiânia**. Goiânia. 2008.

NASCIMENTO, L. F. C.; PEREIRA, L. A.; BRAGA, A. L. F.; MÓDOLO, M. C. C.; CARVALHO JUNIOR, J. Andrade. **Efeitos da poluição atmosférica na saúde infantil em São José dos Campos, SP**. Rev. Saúde Pública, São Paulo, v.40, n.1, p.77-82, 2006.

NOR, Y. M. **Ecotoxicity of Copper to Aquatic Biota A Review**. Environmental Research, v. 43, p. 274-282, 1987.

NSC. **Notícias de Santa Catarina**. Disponível em: <<https://www.nsctotal.com.br/colunistas/saavedra/ampliacao-da-rede-de-esgoto-em-joinville-precisa-de-r-15-bilhao-em-30-anos/>>. Acesso em: 05 abril de 2019.

OECD - **ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT**
Terrestrial Plant Test: 208: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. Guideline for the Testing of Chemicals Proposal for Updating Guideline 208, 2003.

OLLA, B.L.; PEARSON, W.H.; STUDHOLME, A.L. **Applicability of behavioral measures in environmental stress assessment. Rapports et Procés-verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer**. v.179, p.162-173, 1980.

PASCHOALINO, M. P.; MARCONE, G. P. S.; JARDIM, W. F. **Os nanomateriais e a questão ambiental**. Química Nova, São Paulo, v.33 n.2, 2010.

PALANIAPPAN, PL. RM.; KARTHIKEYAN, S. **Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole body tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and in binary solutions**. Journal of Environmental Sciences, v. 21, p. 229-236, 2009.

PAOLIELLO, M. M. B. CHASIN, A. A. M. **Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 144p. (Cadernos de referência ambiental, v. 3).

PAGENKOPF, G. K.; RUSSO, R. C.; TNUNSRON, R. V. **Effect of complexation on toxicity of copper to fishes**. Journal Fisheries Research Board of Canada, v. 31, n. 4, p. 462-465, 1974.

PEDROZO; M. F. M.; LIMA, I. V. **Ecotoxicologia do cobre e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 128 p.

PELEGRINI, N.N.B.; PATERNIANI, J.E.S.; CARNIATO, J.G.; SILVA, N.B. E PELEGRINI, R.T. **Estudo da sensibilidade de sementes de *Eruca Sativa* (Rúcula) utilizando substâncias tóxicas para agricultura**. XXXV Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola (CONBEA) João Pessoa – PB. 2006.

PEREIRA, P.; PABLO, H.; PACHECO, M. **Vale The relevance of temporal and organ specific factors on metals accumulation and biochemical effects in feral fish (*Liza aurata*) under a moderate contamination scenario**. Ecotoxicology and Environmental Safety, 73: 805-816. 2010.

PORRA, R. J. **The chequered history of the development and use of simultaneous equations for the accurate determination of chlorophylls a and b**. Photosynthesis Research v.73, pg 149–156. 2002.

PNQA. **Portal da qualidade das águas**. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em: 19 maio de 2018.

PLANQUETTE, P.; KEITH, P.; LE BAIL, P.Y. **Atlas dès poissons d'eau douce de Guyane**, Tome 1. Paris: MNHN/IRD, 1996.

PURQUERIO, L. F. V. **Crescimento, produção e qualidade de rúcula (*Eruca sativa* Miller) em função do nitrogênio e da densidade de plantio**. 2005. 119 f.

PRC. **Projeto Rio Cachoeira**. Disponível em: <http://projetocachoeira.blogspot.com.br/p/geografia.html>. Acesso em: 19 maio de 2017.

RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment**. 2nd edition. North Palm Beach, Florida: Taylor e Francis. 1995. 1125p.

REGINATTO, V.; **Tese de Doutorado**. Universidade de Campinas, Brasil, 1998.

REPULA, C. M. M.; CAMPOS, B. K.; GANZAROLLI, E. M.; LOPES, M. C.; QUINÁIA, S. Q. **Biomonitoramento de Cr e Pb em peixes de água doce**. Química Nova, v. 35, n. 5, p. 905- 909, 2012.

RIBEIRO, J. M. G.; OLIVEIRA, T. M. N. **Cartilha Geográfica Bacias hidrográficas dos rios Cubatão (norte) e cachoeira Joinville**. Mercado de Comunicação. 2014. 1ª edição.40p.

RIBO, J. M.; Environ. **Toxicol. Water Qual.** 1997, 12, 283.

ROCHA, A. A.; PEREIRA, D. N.; PÁDUA, H. B. **Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings, São Paulo (Brasil)**. Revista de Saúde Pública, v. 19, p. 401-410, 1985.

RODRIGUES FILHO, S.; MADDOCK, J. E. L. **Assessment of the Heavy Metal Pollution in a Gold "Garimpo"**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1997. 32p. (Série Tecnologia Ambiental, n.7)

RODRIGUES, L. S. R. **Efeito tóxicos do cobre no cardinal tetra (Paracheirodon axelrodi SCHULTZ, 1956)**. 37 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal da Amazônia, Manaus, 2006.

ROEKENS, Z, K; GRIELI, V. R. **Analysis of Rain Water by Differential Pulse Stripping Voltammetry in Nitric Acid Medium**. Acta, 204,179-187, 1988.

SANTANA, G. P.; BARRONCAS, P. S. R. **Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM)**. Acta Amazonica, v. 57, n. 1, p. 111- 118, 2007.

SANTOS, M. A. P. F. **Avaliação da qualidade da água e sedimento da sub-bacia do rio Corumbataí (SP) por meio de testes ecotoxicológicos**. Centro de energia nuclear na agricultura da Universidade de São Paulo – Piracicaba, 186p. 2008.

SANTOS, A.; SILVA, J. C. **Problemática ambiental dos rios urbanos: a ocupação irregular das margens do Riacho Doce e suas implicações na qualidade de vida da população da cidade**. Lajedo – PE, 2010.

SEN, I.; SHANDIL, A; SHRIVASTAVA, V. S. **Study for determination of heavy metals in fish species of the River Yamuna (Delhi) by Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES)**. Advances in Applied Science Research, v. 2, n. 2, p. 161-166, 2011.

SHAW, I. C.; CHADWICK, J.; **Principles of Environmental Toxicology**. Taylor & Francis: Philadelphia, 1998.

SINDAYIGAYA, E.; VAN CAUWENBERGH, R.; ROBBERECHT, H.; DEELSTRA, H. **Copper, zinc, manganese, iron, lead, cadmium, mercury and arsenic in fish from Lake Tanganyika, Burundi**. The Science of the Total Environment, v. 144, p. 103-115, 1994.

SOBRERO, M.C.; RONCO, A. **Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (Lactuca sativa L)**. In: Morales, G.C. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. IMTA, p. 63 -72., 2004.

SCHMITT, C. J.; BRUMBAUGH, W. G.; MAY, T. W. **Accumulation of metals in fish from lead-zinc mining areas of southeastern Missouri, USA**. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 67, p. 14-30, 2007.

SIPPEL, A. J. M.; GERACI, J. R.; HODSON, P. V. **Histopathological and physiological responses of rainbow trout (Salmo gairdneri RICHARDSON) to sublethal levels of lead**. Water Research, v. 17, n. 9, p. 1115-1118, 1983.

SILVA, C. S.; PEDROZO, A. F. M. **Ecotoxicologia do cromo e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 100p. (Cadernos de referência ambiental, v. 5).TERRA, N. R.; FEIDEN, I. R. **Reproduction**

and survival of *Daphnia magna* Straus, 1820 (Crustacea: Cladocera) under different hardness conditions. Acta Limnologica Brasiliis, v.15, n.2, p. 51-55. 2003.

TOMAZELA, D.P. Monitoramento Espacial e Temporal de Parâmetros Físicos, Químicos e Biológicos da Bacia Hidrográfica do Rio Capivari (Norte da Ilha de Santa Catarina). Universidade Federal de Santa Catarina – Centro de Ciências Biológicas. Florianópolis, 2008.

TORGAN, L. C. Floração de algas: composição, causas e conseqüências. Florianópolis, Ínsula (19): 15-34. 1989.

TORRES, J. L. R.; SILVA, S. R.; PEDRO, C. A. S.; PASSOS, A. de O. GOMES, J. Q. Morfometria e qualidade da água da Microbracia do Ribeirão da Vida em Uberaba- MG. Global Science and Technology. v. 2, n. 1. p. 1-9, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. USEPA/600/R- 94/024. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminant with freshwater invertebrates. Washington. D.C., 133p.1994.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - US EPA - Seed Germination/ Root Elongation Toxicity Tests. Ecological Effects Tests Guidelines, 1996.

VELMA, V.; VUTUKURU, S. S.; TCHOUNWOU, P. B. Ecotoxicology of hexavalent chromium in freshwater fish: a critical review. Reviews on Environmental Health, v. 24, n. 2, p. 129-145, 2009.

VIDOTTI, E.C.; ROLLEMBERG, M.C. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à biorremediação e à química analítica. Química Nova, 2004.

VILLA, A. T. Avaliação ambiental de qualidade da água do lago do Parque barigüi: potencial de poluição orgânica. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Paraná (UFPR). Curitiba, 204 p. 2005.

VON SPERLING, M. Estudos de modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: UFMG, 2007. Vol. 7. 452 p.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações. São Carlos: Rima, 2006. 464 p.

ZSCHORNACK, T.; OLIVEIRA, T. M. N Avaliação do impacto da implantação do sistema de esgotamento sanitário na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio cachoeira sob a ótica da saúde ambiental. Joinville, 2016.

WARREN, L. J. Contamination of sediments by lead, zinc and cadmium: a review. Environmental Pollution, v. 2, p. 401-436, 1981.

WHO. World Health Organization. Geneva. International. DIG. Health Leg, v.17, p.629-834, 1988. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Eds) Ecotoxicologia aquática princípios e aplicações. Rima, São Carlos, 2006, 478p.

Yi, Y.; Zang, S. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze river. Environmental Science and Pollution Research, 19: 3989-3996. 2012.

YILMAZ, A.B. Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb, and Zn) in tissue of *Mugil cephalus* and *Trachurus mediterraneus* from Iskenderun Bay, Turkey. *Environmental Research*, v. 92, 277-281, 2003.

Yu, M.-H.; **Environmental Toxicology: Biological and Health Effects of Pollutants**. 2nd ed., CRC Press: Boca Raton, 2005.

AUTORIZAÇÃO

Nome do autor: Aline Scheller Coan

RG: 5.591.953

Título da Dissertação: **CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA ÁGUA E SEDIMENTO DO RIO CACHOEIRA (JOINVILLE-SC) POR DIFERENTES BIOINDICADORES.**

Autorizo a Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE, através da Biblioteca Universitária, disponibilizar cópias da dissertação de minha autoria.

Joinville, 08 de julho de 2019.


Assinatura do aluno