UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE ENGENHARIA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA

LETICIA SALES MERCADO

ECOTOXICIDADE E RISCO AMBIENTAL DA MISTURA DOS INSETICIDAS TIAMETOXAM E LAMBDA-CIALOTRINA PARA BIOINDICADORES AQUÁTICOS

Ilha Solteira - SP
2024

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

LETICIA SALES MERCADO

ECOTOXICIDADE E RISCO AMBIENTAL DA MISTURA DOS INSETICIDAS TIAMETOXAM E LAMBDA-CIALOTRINA PARA BIOINDICADORES AQUÁTICOS

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.
Área de Conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais

Orientadora: Prof.ª. Drª. Juliana Heloisa Pinê Américo Pinheiro

Coorientador: Prof. Dr. Claudinei da Cruz

Ilha Solteira - SP
2024

FICHA CATALOGRÁFICA
Desenvolvida pela Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação

M553e

Mercado, Leticia Sales.
Ecotoxicidade e risco ambiental da mistura dos inseticidas Tiametoxam e Lambda-cialotrina para bioindicadoresaquáticos / Leticia Sales Mercado. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2024
101 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, 2024

Orientador: Juliana Heloisa Pinê Américo Pinheiro
Coorientador: Claudinei da Cruz
Inclui bibliografia

1. Agrotóxicos. 2. *Lemna minor*. 3. Neonicotinódes. 4. Peixes. 5. Piretróide.

Elaborada por Raiane da Silva Santos - CRB-8/9999

Impacto potencial desta pesquisa

O estudo da ecotoxicidade da mistura de tiametoxam e lambda-cialotrina em bioindicadores aquáticos é fundamental para avaliar os possíveis efeitos desses inseticidas nos ecossistemas. A utilização desses compostos na agricultura e outros setores pode impactar negativamente a vida aquática, afetando organismos bioindicadores e, consequentemente, a saúde humana. Esse estudo está alinhado ao Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6, que busca a assegurar a disponibilidade e promover a gestão sustentável da água e saneamento. Seu impacto previsto é uma melhor compreensão dos riscos associados a esses inseticidas, subsidiando decisões regulatórias e práticas de manejo sustentável.

Potential impact of this research

The study of the ecotoxicity of the mixture of thiamethoxam and lambda-cyhalothrin in aquatic bioindicators is essential to evaluate the possible effects of these insecticides on ecosystems. The use of these compounds in agriculture and other sectors can negatively impact aquatic life, affecting bioindicator organisms and, consequently, human health. This study is aligned with Sustainable Development Goal (SDG) 6, which seeks to ensure the availability and promote sustainable management of water and sanitation. Its anticipated impact is a better understanding of the risks associated with these insecticides, informing regulatory decisions and sustainable management practices.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Ilha Solteira

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: ECOTOXICIDADE E RISCO AMBIENTAL DA MISTURA DOS INSETICIDAS TIAMETOXAM E LAMBDA-CIALOTRINA PARA BIOINDICADORES AQUÁTICOS

AUTORA: LETICIA SALES MERCADO
ORIENTADORA: JULIANA HELOISA PINÊ AMÉRICO PINHEIRO
COORIENTADOR: CLAUDINEI DA CRUZ

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Engenharia Civil, área: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. JULIANA HELOISA PINÊ AMÉRICO PINHEIRO (Participaçao Virtual)
Departamento de Ciencia Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agronômicas - UNESP

gov.br Documento assinado digitalmente
JULIANA HELOISA PINE AMERICO PINHEIRO
Data: 10/12/2024 14:01:20-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profa. Dra. ROSANE FREIRE BOINA (Participaçao Virtual)
Departamento de Química e Bioquímica / Faculdade de Ciências e Tecnologia - UNESP

gov.br Documento assinado digitalmente
ROSANE FREIRE BOINA
Data: 10/12/2024 11:31:26-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. LUIZ FERNANDO ROMANHOLO FERREIRA (Participaçao Virtual)
Departamento de Ciências Biológicas e Biotecnologia / Universidade Católica de Brasília - UCB

gov.br Documento assinado digitalmente
LUIZ FERNANDO ROMANHOLO FERREIRA
Data: 10/12/2024 12:36:01-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Ilha Solteira, 10 de dezembro de 2024

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, que sempre estiveram ao meu lado e sempre acreditaram que eu seria capaz de realizar este trabalho. Suas palavras, paciência e carinho foram fundamentais durante esta etapa.

Ao meu irmão Thiago, cuja presença permanece viva em meu coração. Suas lembranças são uma fonte eterna de incentivo, saudade e amor.

AGRADECIMENTOS

A Deus que iluminou meu caminho, concedendo-me força e perseverança para superar os desafios encontrados.

Aos meus pais, Antônio e Tereza, pelo apoio incondicional, carinho e incentivo que sempre me proporcionaram ao longo de toda a minha vida. Suas palavras de encorajamento e presença constante foram fundamentais, sem esse apoio a realização deste trabalho não seria possível.

Ao Lucas, por todo companheirismo e apoio durante essa etapa da minha vida.

Ao Professor Dr. Luís Fernando Rossi Léo e empresa Inovatec por todo apoio e pelos ensinamentos compartilhados.

À querida Professora Dra. Juliana por ter me aceitado como orientanda e por ter me apresentado o mundo da ecotoxicologia. Sou grata por todo apoio fundamental para a realização desta pesquisa.

Ao professor Dr. Claudinei por aceitar ser meu co-orientador e por me acolher em seu laboratório. Sem a sua participação, a realização desta pesquisa não seria possível. Agradeço também a toda a equipe do Laboratório de Ecotoxicologia e Eficácia dos Agrotóxicos (LEEA) pela paciência ao longo dos ensaios.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais por todos os ensinamentos compartilhados.

A todas as pessoas que, de alguma maneira, contribuíram para a concretização deste trabalho.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo apoio financeiro por meio da concessão da bolsa de mestrado, um apoio essencial para o progresso da minha pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

Os agrotóxicos, amplamente usados em ambientes agrícolas e urbanos, podem contaminar a água, afetando organismos aquáticos não alvos. Este estudo avaliou a ecotoxicidade e o risco de intoxicação ambiental da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina em organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos, como as macrófitas (*Lemna minor e Azolla caroliniana*), o caramujo (*Pomacea canaliculata*), o crustáceo (*Macrobrachium acanthurus*) e os peixes paulistinha (*Danio rerio*) e mato-grosso (*Hyphessobrycon eques*). Os ensaios com as macrófitas foram realizados de acordo com os procedimentos descritos no Guideline for testing of chemicals – *Lemna minor* Growth Inhibition da OECD. Os ensaios de toxicidade aguda para peixes foram realizados conforme a ABNT NBR 15088:2022, que foi adaptada para caramujo e camarão. O software *Trimmed Spearman Karber* foi utilizado para calcular as concentrações de efeito (CE50;48h) e letalidade (CL50;48h) estimadas. O valor do quociente de risco foi calculado com a Concentração Ambiental Estimada (CAE) e os valores resultantes dos ensaios de ecotoxicológicos de cada organismo. Para as plantas aquáticas *L. minor* e *A. caroliniana* a mistura de tiametoxam + lambda-cialotrina foi classificada como praticamente não tóxica e pouco tóxica, com concentração letal 50% (CL50;7d) de 227,63 e 95,21 mg L^{-1}, respectivamente. Para *P. canaliculata* a mistura foi classificada como moderadamente tóxica, com CL50; 48h de 6,18 mg L^{-1}. Para *M. acanthurus* a CL50;48h foi de 0,01 mg L^{-1}, sendo classificado como extremamente tóxico. A CL50;48h para os peixes *H. eques* e *D. rerio* foi de 0,20 mg L^{-1}, sendo classificada como muito tóxica. O *M. acanthurus* se mostrou o organismo mais suscetível e com maior probabilidade de sofrer intoxicação ambiental pela exposição à combinação de inseticidas, especialmente em altas doses e em corpos d'água com profundidades de 0,30 m. Além disso, a utilização do camarão como bioindicador revela-se promissora para futuras avaliações da presença desses inseticidas em ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: agrotóxicos; *Lemna minor*; neonicotinódes; peixes; piretróide.

ABSTRACT

Pesticides, widely used in agricultural and urban environments, can contaminate water, affecting non-target aquatic organisms. This study evaluated the ecotoxicity and the risk of environmental poisoning of the mixture of insecticides thiamethoxam and lambda-cyhalothrin in aquatic organisms of different trophic levels, such as macrophytes (*Lemna minor* and *Azolla caroliniana*), snails (*Pomacea canaliculata*), crustaceans *(Macrobrachium acanthurus)* and the fish paulistinha (*Danio rerio)* and mato-grosso *(Hyphessobrycon eques).* The tests with macrophytes were carried out in accordance with the procedures described in the OECD Guideline for testing of chemicals – Lemna minor Growth Inhibition. Acute toxicity tests for fish were carried out in accordance with ABNT NBR 15088:2022, which was adapted for snails and shrimp. The Trimmed Spearman Karber software was used to calculate the estimated effect (EC50;48h) and lethality (LC50;48h) concentrations. The risk quotient value was calculated using the Estimated Environmental Concentration (CAE) and the values resulting from ecotoxicological tests for each organism. For the aquatic plants *L. minor* and *A. caroliniana*, the mixture of thiamethoxam + lambda-cyhalothrin was classified as practically non-toxic and low toxic, with a 50% lethal concentration (LC50;7d) of 227.63 and 95.21 mg L^{-1}, respectively. For *P. canaliculata*, the mixture was classified as moderately toxic, with LC50; 48h of 6.18 mg L^{-1}. For *M. acanthurus* the LC50;48h was 0.01 mg L^{-1}, being classified as extremely toxic. The LC50;48h for the fish *H. eques* and *D. rerio* was 0.20 mg L^{-1}, being classified as very toxic. *M. acanthurus* proved to be the most susceptible organism and most likely to suffer environmental poisoning due to exposure to the combination of insecticides, especially in high doses and in bodies of water with depths of 0.30 m. Furthermore, the use of shrimp as a bioindicator appears promising for future assessments of the presence of these insecticides in aquatic ecosystems.

Keywords: fish; Lemna minor; neonicotinoids; pyrethroid; pesticides.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Estrutura molecular da lambda-cialotrina. 30

Figura 2 - Estrutura molecular do tiametoxam 31

Figura 3 - Fluxograma com a sequência de ensaios que são realizados para avaliar a ecotoxicidade aguda. 38

Figura 4 - Aspectos de cultivo e da realização dos ensaios de ecotoxicidade aguda com a planta aquática. A) Lentinha d'água *(L. minor*). B) Processo de aclimatação em meio Hogland's. C) Ensaio de ecotoxicidade aguda instalado na sala de bioensaio.40

Figura 5 - Aspectos de cultivo e da realização dos ensaios de ecotoxicidade aguda com a planta aquática. A) Samambaia d'água (*A. caroliniana*). B) Processo de aclimatação em meio Hogland's. C) Ensaio de ecotoxicidade aguda em sala de bioensaio. 41

Figura 6 – Esquematização do ensaio definitivo e preparação da solução estoque com as macrófitas. 43

Figura 7 - Esquematização da aplicação da solução estoque nos ensaios com as macrófitas 43

Figura 8 - Aspectos de cultivo e realização dos ensaios de toxicidade aguda com caramujo (*P. canaliculata*). A) Massa de desova e ovos. B) Exemplar de P. canaliculata. C) Processo de aclimatação do organismo. (D) Realização do ensaio. 45

Figura 9 - Realização do ensaio definitivo e preparação da solução estoque para ensaio com *P.canaliculata*. 47

Figura 10 - Aplicação da solução estoque no ensaio de toxicidade com *P.canaliculata*. 47

Figura 11- Medição das variáveis de qualidade de água do ensaio com *P.canaliculata*. 48

Figura 12 - Aspectos de cultivo e da realização dos ensaios de toxicidade aguda com camarão (*M. acanthurus*). A) Local de quarentena. B) Realização do ensaio ecotoxicológico. C) Exemplar do organismo aquático. 50

Figura 13 - Realização do ensaio definitivo com o camarão e preparação da solução estoque. 51

Figura 14 - Aplicação da solução estoque nos ensaios com o camarão. 52

Figura 15- Medição das variáveis de qualidade de água no ensaio com camarão. .53

Figura 16 - A) Realização do ensaio ecotoxicológico em sala de bioensaio. B) Exemplar do organismo aquático (*H. eques*). 54

Figura 17 - Aspectos de cultivo e da realização dos ensaios de toxicidade aguda com zebrafish. A) Local de aclimatação do zebrafish (*D. rerio*). B) Realização do ensaio ecotoxicológico. C) Exemplar do organismo aquático. 55

Figura 18 - Realização do ensaio definitivo para os peixes paulistinha e mato-grosso e preparação da solução estoque. 57

Figura 19 - Aplicação da solução estoque nos ensaios com peixes. 57

Figura 20- Medição das variáveis de qualidade de água no ensaio com peixes. 58

Figura 21 - Resultado da realização dos ensaios de toxicidade aguda com a planta aquática *L. minor*. A) Controle em bom aspecto sanitário. B) Recipiente contendo a maior concentração da mistura dos inseticidas (642,94 mg L^{-1}), seta vermelha indicando plantas apresentando necrose. 62

Figura 22 – Gráfico de dose/resposta da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para macrófita *L.minor*. 63

Figura 23 - Resultado da realização dos ensaios de toxicidade aguda com a macrófita *A. caroliniana*. A) Controle em bom aspecto sanitário. B) Recipiente contendo a maior concentração da mistura dos inseticidas (642,94 mg $L^{-1)}$, seta vermelha indicando plantas apresentando necrose. 64

Figura 24 - Gráfico de dose/resposta da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para a macrófita *A.caroliniana*. 65

Figura 25 - Gráfico de dose/resposta da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para o *P.canaliculata*.....67

Figura 26 - Gráfico de dose/resposta da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para o *M. acanthurus*. 70

Figura 27 - Análise da mortalidade por concentração do *H.eques*. 74

Figura 28 - Gráfico de dose/resposta da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para *o D.rerio*. 75

Figura 29 - Gráfico do risco de intoxicação ambiental e concentração ambiental estimada, considerando a maior dose recomendada para cana de açúcar (2 Lha^{-1}) em um corpo de água de 1 ha e com 0,3 m de profundidade 78

Figura 30 - Gráfico do risco de intoxicação ambiental e concentração ambiental estimada, considerando a maior dose recomendada para cana de açúcar (2 L/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 2,0 m de profundidade. 79

Figura 31 - Gráfico do risco de intoxicação ambiental e concentração ambiental estimada, considerando a maior dose recomendada para duas aplicações na cana de açúcar (4 Lha^{-1}) em um corpo de água de 1 ha e com 2m de profundidade. 82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Propriedades físico-química do inseticida Lambda-cialotrina. 30

Tabela 2 – Propriedades físico-química do inseticida Tiametoxam. 32

Tabela 3 - Concentrações proporcionais dos dois ativos inseticidas, presentes na formulação comercial, utilizadas no ensaio de ecotoxicidade das plantas aquáticas. 44

Tabela 4 - Concentrações proporcionais dos dois ativos inseticidas, presentes na formulação comercial, utilizadas no ensino de toxicidade (*Pomacea canaliculata*)...49

Tabela 5 - Concentrações proporcionais dos dois ativos inseticidas, presentes na formulação comercial, utilizadas no ensaio de toxicidade (*Macrobrachium acanthurus*). 53

Tabela 6 - Concentrações proporcionais dos dois ativos inseticidas, presentes na formulação comercial, utilizadas no ensino de toxicidade (*Hyphessobrycon eques* e *Danio rerio*).....56

Tabela 7 - Classes de risco de intoxicação ambiental. 59

Tabela 8 - Classificação ecotoxicológica de concentração letal 50% para organismos bioindicadores. 60

Tabela 9 - Concentração letal (CL50;7d) da mistura dos inseticidas para plantas aquáticas. 61

Tabela 10 - Concentração efetiva e letal (CE50;48h e CL50;48h) de inseticidas para organismos invertebrados. 66

Tabela 11 - Média e desvio padrão das variáveis de qualidade de água no ensaio com o molusco *P. canaliculata*. 68

Tabela 12 – Média e desvio padrão das variáveis de qualidade de água no ensaio com o *M. acanthurus* 69

Tabela 13 - Concentração de letal (CL50; 48h) dos inseticidas para os peixes *H. eques* e *D. rerio.*.....72

Tabela 14 - Os valores médios e os desvios padrão das variáveis de qualidade da água foram calculados para o *H. eques*. 73

Tabela 15 - Os valores médios e os desvios padrão das variáveis de qualidade da água foram calculados para o *D. rerio*. 73

Tabela 16 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da

Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando a maior dose recomendada para cana de açúcar (2 L/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 0,3 m de profundidade. 78

Tabela 17 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando a maior dose recomendada para cana de açúcar (2 L/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 2,0 m de profundidade. 79

Tabela 18 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando duas aplicações da maior dose recomendada para cana de açúcar (4 L/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 0,3 m de profundidade. 80

Tabela 19 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando duas aplicações da maior dose recomendada para cana de açúcar (4 Lh^{-1}) em um corpo de água de 1 ha e com 2,0 m de profundidade. 81

Tabela 20 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando uma aplicação da menor dose recomendada para batata (75 ml/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 0,3 m de profundidade. 83

Tabela 21 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando uma aplicação da menor dose recomendada para batata (75 ml/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 2,0 m de profundidade. 84

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Grupos químicos e alvos específicos. 22

Quadro 2 - Classificações de toxicidade do agrotóxico. 23

Quadro 3 - Classificações de periculosidade dos agrotóxicos.....23

Quadro 4 - Estudos realizados com Tiametoxam e Lambda-cialotrina. 28

SUMÁRIO

1INTRODUÇÃO 16
2OBJETIVOS 20
3REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 21
3.1.AGROTÓXICOS E REGULAMENTAÇÕES LEGAIS 21
3.2.DINÂMICA DOS AGROTÓXICOS NO MEIO AMBIENTE 24
3.3.ECOTOXICOLOGIA AQUÁTICA 25
3.4.O USO DA MISTURA DE INSETICIDAS 26
3.4.1 Piretróides 29
3.4.2 Neonicotinóides 31
3.5BIOINDICADORES 33
3.5.1Macrófitas *Lemna minor* e *Azolla caroliniana* 34
3.5.2Caramujo *Pomacea canaliculata* 34
3.5.3Camarão pitú - *Macrobrachium acanthurus* 35
3.5.4Peixes *Hyphessobrycon eques* e *Danio rerio* 35
3.6AVALIAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DO RISCO AMBIENTAL 36
4MATERIAL E MÉTODOS 38
4.1 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE PARA PLANTAS AQUÁTICAS 38
4.2. ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE PARA CARAMUJO 44
4.3 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE PARA O CAMARÃO 49
4.4 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE PARA OS PEIXES 54
4.6CÁLCULO DA CONCENTRAÇÃO LETAL E EFETIVA 50% (CL50;48h E CE50;48h) E CLASSIFICAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA 60
5RESULTADOS E DISCUSSÃO 61
5.1 ECOTOXICIDADE AGUDA PARA AS PLANTAS AQUÁTICAS E ORGANISMOS INVERTEBRADOS 61
5.2 ECOTOXICIDADE AGUDA DO TIAMETOXAM + LAMBDA-CIALOTRINA PARA OS PEIXES *Hyphessonbryson eques* E *Danio rerio*. 72
5.3 AVALIAÇÃO DE RISCO DE INTOXICAÇÃO AMBIENTAL 77
6CONCLUSÃO 86
REFERÊNCIAS 87
ANEXO A - Folha de aprovação da Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA) do Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos (UNIFEB). 101

1 INTRODUÇÃO

A atenção voltada para a qualidade dos recursos hídricos é motivada pelas potenciais fontes de contaminação e poluição resultantes de ações antrópicas que acarretam impactos nos ecossistemas (Vasconcelos; Souza, 2011), além dos fatores naturais, como padrões de chuva, geologia, fluxo de água superficial e vegetação de cobertura (ANA, 2017; Piazza *et al*., 2018).

A contaminação hídrica proveniente de múltiplas fontes é um desafio ambiental de grande impacto. Os principais contaminantes identificados, conforme mencionados por Zacarias (2000), incluem esgoto sanitário, resíduos de agrotóxicos e descarte inadequado de resíduos sólidos. A frequente utilização de agrotóxicos na atividade agrícola representa um fator crucial nesse cenário, resultando na contaminação de múltiplos ambientes, como solo, atmosfera e recursos hídricos, como apontado por Barizon *et al*. (2022). O alto consumo de agrotóxicos acaba por contribuir significativamente para a poluição dos ecossistemas, impactando a qualidade da água e afetando a saúde dos organismos aquáticos e, por extensão, a saúde humana.

O Brasil se destaca como um dos principais protagonistas no cenário econômico global devido à sua relevância na produção agropecuária. Essa posição é resultado da extensão territorial favorável e das condições climáticas propícias para a produção agrícola e pecuária (Pignati *et al*., 2017).

Em 2018, no Brasil, a produção de ingredientes ativos de produtos formulados totalizou aproximadamente 416.549,16 toneladas (Ibama, 2018). No ano seguinte, de acordo com o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA), foi registrado o comércio de 620.000 toneladas de produtos formulados (Ibama, 2021a).

Conforme dados do relatório de vendas de agrotóxicos divulgado pelo IBAMA, cerca de 92.625 toneladas de inseticidas foram comercializados em 2021. Dentre os ingredientes ativos, foram vendidas cerca de 3.839 toneladas de lambda-cialotrina e 4.173 de tiametoxam (Ibama, 2022). Representando, respectivamente, 4,14% e 4,51% do total de inseticidas comercializados.

A contaminação do ambiente aquático por agrotóxicos resulta em perturbações e efeitos na fauna, flora e microrganismos (Ansari *et al*., 2020). Conforme a Resolução CONAMA nº 1 de 1986, toda modificação nas características

físicas, químicas ou biológicas do ambiente é considerada um impacto ambiental (Brasil, 1986). Essas alterações têm o potencial de impactar a saúde, segurança e qualidade de vida das pessoas, influenciar aspectos sociais e econômicos, afetar a vida animal e vegetal, a higiene do ambiente e a preservação dos recursos naturais (Prestes; Vincenci, 2019).

Os corpos hídricos contaminados por agrotóxicos representam uma ameaça ao ecossistema aquático, pois ocorre a diminuição dos níveis do oxigênio dissolvido no local e pode causar alterações nas comunidades de plantas aquáticas, peixes, algas e zooplâncton (Mahmood *et al*., 2016). A ocorrência dessas substâncias no meio aquático pode provocar efeitos nos seres presentes no local, variando conforme a estrutura da cadeia alimentar, a persistência e concentração do poluente na água, além de suas propriedades físico-químicas (Américo, 2015).

O inseticida tiametoxam (neonicotinóide) juntamente com o lambda-cialotrina (piretróide) são substâncias comumente utilizadas na cultura de arroz irrigado, algodão, amendoim, batata, cana de açúcar, cebola, citros, feijão, milho, soja, tomate e trigo. A interação entre essas substâncias pode resultar em efeitos distintos e não previstos em relação aos observados durante a exposição a um único tipo de agrotóxico (Clasen *et al*., 2018).

As misturas de agrotóxicos por meio da combinação de ingredientes ativos podem resultar em efeitos aditivos, influenciando a toxicidade variável nos organismos (Mansano *et al*., 2020). Cada componente ativo possui uma concentração específica, variando conforme a formulação e o produto comercial. A compreensão dos efeitos dos agrotóxicos nos organismos aquáticos muitas vezes decorre da análise dos compostos isolados. No entanto, tais organismos frequentemente enfrentam complexas misturas de diversos agrotóxicos, com concentrações e proporções variadas, no seu ambiente aquático (Mansano, 2016).

A ecotoxicidade aguda de uma substância é determinada pelos efeitos de mortalidade em peixes e plantas, além da imobilidade em invertebrados. As consequências do uso de agrotóxicos podem variar entre letais e subletais, afetando os seres aquáticos em diversos estágios de suas cadeias alimentares (Américo *et al*., 2015).

Com isso, é necessário determinar os possíveis efeitos tóxicos em organismos bioindicadores aquáticos. Nesse sentido, a análise de perigos ambientais associados aos agrotóxicos é fundamental. Sendo processo que envolve a análise dos possíveis

efeitos adversos destes produtos químicos para organismos aquáticos e para o ecossistema. A avaliação do risco ambiental de uma substância considera diversos fatores, como a toxicidade dos agrotóxicos para os organismos aquáticos, a exposição nos corpos d'água e a sensibilidade dos organismos (Machado *et al*, 2014).

A determinação do risco ambiental que um contaminante pode causar está relacionada com a Diretiva Regulamentadora 1488/94 da Comunidade Europeia. De acordo com este regulamento, o risco ambiental relacionado a uma substância química é avaliado por meio de ensaios de toxicidade com organismos que estejam presentes em pelo menos três níveis tróficos. Para determinar se a substância possui ou não risco ao ambiente, ela não deve ser tóxica para nenhum organismo dos níveis estudados (Magalhães; Ferrão, 2008).

Os ensaios de ecotoxicidade realizados com organismos pertencentes a níveis tróficos diferentes são fundamentais para a avaliação dos impactos adversos, da bioacumulação e da transferência de substâncias químicas ao longo das interações na cadeia alimentar (Leichtweis *et al.* 2022). Esses dados são essenciais para uma avaliação mais completa e precisa do risco ambiental associado a uma substância química.

Portanto, a realização de ensaios de ecotoxicidade aguda com a mistura dos agrotóxicos tiametoxam e lambda-cialotrina em organismos aquáticos não alvos, pertencentes a diferentes níveis tróficos, tem como objetivo a identificação da espécie mais adequada como bioindicador de contaminação em ambientes aquáticos. Este estudo busca fornecer contribuições aos padrões previamente estabelecidos de qualidade de águas superficiais, bem como à avaliação do risco ecológico associado aos agrotóxicos.

2 OBJETIVOS

Os objetivos deste estudo foram:

. Avaliar a ecotoxicidade aguda (CL50; 7d) e risco ambiental da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para as plantas aquáticas lentinha d'água (*Lemna minor*) e samambaia d'água (*Azolla caroliniana*).

. Determinar a ecotoxicidade aguda (CE50;48h) e risco ambiental da mistura de tiametoxam e lambda-cialotrina para o caramujo *Pomacea canaliculata.*

. Determinar a ecotoxicidade aguda (CL50;48h) e risco ambiental da mistura de tiametoxam e lambda-cialotrina para o camarão *Macrobrachium acanthurus.*

. Avaliar a ecotoxicidade aguda (CL50;48h) e risco ambiental da mistura de tiametoxam e lambda-cialotrina para os peixes paulistinha *(Danio rerio)* e mato-grosso *(Hyphessobrycon eques).*

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. AGROTÓXICOS E REGULAMENTAÇÕES LEGAIS

O crescimento da atividade agrícola resultou no uso intensivo de agrotóxicos, o que significa que essas substâncias podem ser detectadas em sedimentos e águas superficiais globalmente, apresentando potencial para impactos em organismos que não são o alvo inicial (Fuller *et al*, 2022).

Os agrotóxicos são considerados uma eficaz estratégia para controlar pragas e doenças nas plantações, sem comprometer significativamente o rendimento da produção agrícola. Esses compostos químicos são minuciosamente desenvolvidos e selecionados por meio de pesquisas em laboratórios e em campo, caracterizando-se pela sua propriedade de toxicidade (Machado *et al*, 2014).

Spadoto (2006) descreve um debate existente no Brasil sobre a terminologia apropriada para se referir a substâncias relacionadas a métodos físicos, químicos ou biológicos desenvolvidos para aplicação em ambientes de cultivo, associados à proteção de produtos agrícolas e ecossistemas. Esta discussão envolve termos como agrotóxicos, defensivos agrícolas, produtos fitossanitários, pesticidas e biocidas.

A legislação brasileira, Lei n°7.802 de 1989, reconhecida como a "Lei dos Agrotóxicos", define agrotóxicos como produtos e agentes destinados à proteção de cultivos, incluindo florestas, visando evitar danos ao ecossistema. Essa lei também estabelece que agrotóxicos não utilizados devem ser devolvidos ao fabricante, que assume a responsabilidade pelo descarte conforme as orientações presentes na bula do produto (Brasil, 1989).

Além disso, o Decreto nº 4.074 publicado em 2002 estabelece as atribuições dos órgãos responsáveis pelo registro de agrotóxicos no Brasil, entre os quais estão o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).

No processo de registro de agrotóxicos no Brasil, a análise toxicológica é conduzida pela ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária) em colaboração com o Ministério da Saúde (MS). A avaliação ambiental é atribuída ao IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) e do MMA (Ministério do Meio Ambiente), ao passo que a avaliação agronômica/eficácia contra

as pragas-alvo é conduzida pelo MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento) (Menten, 2016).

Os agrotóxicos são classificados conforme sua composição química e o alvo biológico ao qual são direcionados, conforme detalhado no Quadro 1. Essa categorização abrange substâncias reguladoras de crescimento, agentes desfoliantes (destinados a remover folhas indesejadas) e dissecantes, que são empregados com o propósito de facilitar a separação de órgãos vegetais ou partes indesejadas das plantas (Ribas; Matsumura, 2009).

Quadro 1 – Grupos químicos e alvos específicos.

GRUPO QUIMICO	ALVO ESPECÍFICO
Inseticidas	Insetos
Fungicidas	Fungos
Herbicidas	Planta invasoras
Fumigantes	Bactérias do solo
Algicidas	Algas
Avicidas	Aves
Nematicidas	Nematóides
Moluscicidas	Moluscos
Acaricidas	Ácaros

Fonte: Próprio autor.

As classes de inseticidas são grupos de compostos químicos que compartilham estruturas moleculares semelhantes e geralmente apresentam mecanismos de ação relacionados. Esta categorização é fundamental para compreender e classificar esses produtos de proteção de plantas (Casida; Durkin, 2013). Os inseticidas podem ser agrupados em diferentes classes com base em suas propriedades químicas e modos de ação específicos, o que influencia sua eficácia e toxicidade. Exemplos incluem os Organofosforados, Piretróides, Neonicotinoides e Carbamatos (Fernandes *et al*, 2021).

Além disso, os agrotóxicos são classificados segundo sua toxicidade, cada uma dessas classificações sendo associada a uma cor específica fixada na embalagem do produto (Anvisa, 2019). Tais classificações e cores podem ser observadas no quadro 2.

Quadro 2 - Classificações de toxicidade do agrotóxico.

COR	CLASSIFICAÇÃO DE TOXICIDADE
	Extremamento tóxico Altamente tóxico
	Moderadamente tóxico
	Pouco tóxico Improvável de causar dano agudo
	Não classificado

Fonte: Adaptado de Anvisa (2019).

Há também a classificação baseada no Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA), composta por classes numeradas de I a IV. Nessa escala, a classificação mais baixa corresponde à restrição mais rigorosa em termos de impacto ambiental. O detalhamento dessas categorias pode ser encontrado no Quadro 3 (Ibama, 2021b).

Quadro 3 - Classificações de periculosidade dos agrotóxicos.

CLASSE	POTENCIAL DE PERICULOSIDASE AMBIENTAL
I	Produto altamente perigoso ao meio ambiente
II	Produto muito perigoso ao meio ambiente
III	Produto perigoso ao meio ambiente
IV	Produto pouco perigoso ao meio ambiente

Fonte: Adaptado de Ibama (2021b).

A classificação do PPA considera diferentes aspectos, como a persistência (tempo que uma substância permanece no ambiente), a bioacumulação (capacidade de uma substância de se acumular nos organismos) e a toxicidade (capacidade de uma substância causar danos aos seres vivos). Com base nesses critérios, as substâncias são categorizadas em classes numeradas de I a IV, onde a classe I representa o maior potencial de periculosidade e a classe IV indica a menor periculosidade ambiental (Brasil, 1996).

A legislação referente à qualidade da água no Brasil abrange normativas, como a Resolução CONAMA nº 375 e a Portaria MS/GM nº 888/2021. Conforme estipulado na Resolução nº 357 de março de 2005 pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), são definidas orientações para a classificação dos corpos

hídricos com base em suas propriedades físicas, químicas e biológicas, bem como os parâmetros essenciais para regular a liberação de resíduos de efluentes (Brasil, 2005). Esta resolução define cinco categorias para os corpos hídricos de água doce, sendo a classe especial aquela que exibe a mais elevada qualidade de água e, consequentemente, impõe restrições mais severas quanto aos usos permitidos.

Em sequência decrescente de qualidade, as classes são numeradas de 1 a 4. Adicionalmente, o documento compreende uma lista de substâncias químicas, incluindo certos agrotóxicos, com valores máximos permitidos para sua presença nos corpos hídricos, visando à proteção e preservação dos recursos hídricos. Contudo, os compostos tiametoxam e lambda-cialotrina não possuem limites descritos nas distintas categorias de água estabelecidas (Brasil, 2005). A falta de especificações para o tiametoxam e lambda-cialotrina nas distintas categorias de água, levanta preocupações significativas em relação à regulação dessas substâncias

A normatização da qualidade da água para o consumo humano no Brasil é predominantemente regida pela Portaria MS/GM nº 888/2021 do Ministério da Saúde. Esta portaria estabelece os parâmetros de potabilidade da água em território nacional, definindo os limites máximos permitidos para várias substâncias, incluindo agrotóxicos (Ministério da Saúde, 2021).

Conforme a Portaria 888/2021, o inseticida tiametoxam apresenta um valor máximo permitido de 36 µg/L. A lambda-cialotrina é uma substância que não está presente nas resoluções brasileiras (Brasil, 2005; Ministério da Saúde, 2021), portanto não possui limites estabelecidos.

3.2. DINÂMICA DOS AGROTÓXICOS NO MEIO AMBIENTE

Conforme indicado pela Embrapa (2021), a dinâmica predominante de contaminação e os destinos dos agrotóxicos no ambiente são determinados por uma diversidade de processos, incluindo degradação biológica, deriva, volatilização, lixiviação e carreamento superficial. A degradação biológica, um dos processos preponderantes, envolve a ação de microorganismos no solo, água e ar, que decompõem os agrotóxicos em metabólitos menos tóxicos. A deriva, por sua vez, refere-se à dispersão não intencional de agrotóxicos para áreas não alvo durante a aplicação, podendo ser influenciada por fatores climáticos, técnicas de aplicação e características do próprio agente químico (Baker, Benbrook, Benbrook, 2002).

A volatilização, outro processo relevante, está associada à conversão dos agrotóxicos em vapores, contribuindo para sua liberação na atmosfera e potencial transporte a longas distâncias (Bedos *et al*., 2002). A infiltração no solo é predominantemente influenciada pela adsorção do agrotóxico às partículas do solo, cuja extensão é dependente de propriedades como a quantidade de matéria orgânica e água, teor de argila, níveis de pH, porosidade, temperatura, além das propriedades físico-químicas dos próprios agrotóxicos (Vryzas, 2018).

A lixiviação e o arrastamento superficial demandam atenção particular, uma vez que a percolação dos agrotóxicos através do solo pode ocasionar a contaminação das águas subterrâneas. Em contrapartida, a erosão superficial facilita a poluição das águas superficiais, pois os agrotóxicos são retidos por partículas do solo, que sofrem processos erosivos, ou se dissolvem na água (Spadotto *et al*, 2010).

A aplicação simultânea ou sequencial de agrotóxicos diversos em uma mesma região pode conduzir à formação de misturas dessas substâncias. A presença de tais misturas em ambientes aquáticos implica em potenciais riscos para o ecossistema (Holmes *et al*, 2018; Weisner *et al*, 2021).

3.3. ECOTOXICOLOGIA AQUÁTICA

Ecotoxicologia é o ramo do conhecimento dedicado à análise dos impactos que substâncias, sejam elas originárias da natureza ou sintéticas, causam nos seres vivos, sejam animais ou vegetais, presentes em ambientes terrestres ou aquáticos. Este estudo abrange não apenas os efeitos diretos sobre organismos individuais, mas também avalia como essas substâncias interagem com o ambiente que circunda os seres vivos, considerando a dinâmica complexa das comunidades, populações e o ecossistema como um todo (Plaa, 1982).

Viabilizando a minuciosa pesquisa e avaliação dos efeitos provocados por fatores físicos e químicos nos seres vivos, nas populações e nas comunidades que povoam os ecossistemas, a ecotoxicologia investiga os mecanismos de transporte dessas substâncias e suas interações com o meio ambiente (Zagatto; Bertoletti, 2006).

Os impactos prejudiciais em organismos vivos são avaliados através de testes ecotoxicológicos realizados em ambientes controlados e condições específicas (Costa *et al*, 2008). Estes ensaios têm como finalidade avaliar a capacidade de substâncias, sejam elas naturais ou sintéticas, efluentes industriais ou domésticos, ou amostras ambientais, de causar danos a organismos pertencentes a diversos grupos e níveis

tróficos, em diferentes intervalos de exposição e diferentes concentrações (Corbi; Gorni; Correa, 2015).

Os ensaios ecotoxicológicos se dividem em ensaios agudos e crônicos. Os agudos são destinados a avaliar os impactos de substâncias tóxicas em organismos aquáticos durante um período breve. Seu objetivo é determinar a dose ou concentração de um agente tóxico que desencadeia um efeito em um organismo durante um intervalo de tempo relativamente limitado, normalmente entre 24 e 96 horas (Pimentel *et al*, 2006; Amaral; Silva, 2008).

Conforme exposto por Zagatto *et al* (1992), o efeito crônico é caracterizado pela reação contínua a um estímulo por um período prolongado, abrangendo uma extensão que pode se estender por uma parte ou a totalidade do ciclo de vida dos organismos aquáticos. Esses ensaios possuem o propósito de avaliar as repercussões tóxicas decorrentes da exposição contínua a doses acumulativas da substância em análise (Sissino; Oliveira-Filho, 2021).

Os resultados obtidos nos ensaios de ecotoxicidade geralmente são expressos por meio de parâmetros como a Concentração Letal (CL), Concentração Efetiva (CE) e Concentração de Inibição (CI). Nos ensaios agudos são utilizados os valores de CL50 e a CE50, isto é, a concentração ou efetiva a 50% dos organismos expostos ao contaminante (Pereira, 2021).

Os procedimentos para avaliar a toxicidade foram estabelecidos e padronizados por organizações de abrangência internacional, como a OECD (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico), USEPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), ISO (Organização Internacional de Normalização), ASTM (Sociedade Americana para Testes e Materiais), AWWA (Associação Americana de Águas) e EFSA (Autoridade Europeia para a Segurança Alimentar). No contexto brasileiro, a normalização desses ensaios é conduzida pela ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) (Goldstain, 1988).

3.4. O USO DA MISTURA DE INSETICIDAS

Quando os resíduos de agrotóxicos, seja de uma substância em alta concentração ou da combinação de duas ou mais, são liberados nos ecossistemas aquáticos, podem desencadear efeitos mensuráveis e prejudiciais, como o aumento na mortalidade de organismos aquáticos (Martins, 2022). O efeito combinado de uma

mistura de substâncias excede significativamente os respectivos efeitos de apenas uma única substância. Esse efeito pode ocorrer devido a diferentes controles, como potencialização da toxicidade, aumento da absorção ou alteração do metabolismo das substâncias (Delnat *et al*, 2022).

Conforme as pesquisas conduzidas por Severo et al. (2020), no contexto dos herbicidas, os impactos principais tendem a se evidenciar em plantas aquáticas, pois os herbicidas são projetados para afetar o sistema metabólico das plantas, interferindo em processos fundamentais, como a fotossíntese e crescimento celular. Ao contrário dos inseticidas, onde os efeitos notáveis se manifestam em organismos como certas variedades de peixes.

A combinação dos inseticidas tiametoxam, pertencente à classe dos neonicotinoides, e lambda-cialotrina, um piretróide, resulta na formação de um novo produto comercial, sendo classificado também como inseticida. O Quadro 4 exibe uma síntese de informações provenientes de estudos relacionados às substâncias tiametoxam e lambda-cialotrina, usados separadamente.

Quadro 4 - Estudos realizados com Tiametoxam e Lambda-cialotrina.

INSETICIDA	CLASSE	ESPÉCIE	TOXICIDADE/ EFEITOS	REFERÊNCIAS
Lambda-cialotrina	Piretróide	*Cyprinus caprio (peixe)*	Bioacumulação de agrotóxicos nos músculos Estresse oxidativo	Classen *et al* (2018)
		Macrobrachium nippoensise (Camarão)	Peroxidação lipídica nas brânquias	Vieira e Dos Reis Martinez. (2018)
		Pomacea canaliculata (Caramujo)	Não causou mortalidade dos organismos	Leonel *et al* (2016)
Tiametoxam	Neonicotinóide	*Gobiocypris rarus (Peixe)*	Atividades desreguladoras endócrinas	Yang *et al*. (2020)
		Catla catla (Peixe)	Estresse oxidativo	Veedu *et al* (2022)
		Macrobrachium nippoensise (Camarão)	Alteração na atividade da acetilcolinesterase	Butcherine *et al* (2021)
		Oreochromis niloticus (peixe)	Aumento substâncial do animal.	Bose *et al* (2011)
		Oreochromis niloticus (peixe)	Alterações hematológicas	Roy e Nath (2011)

Fonte: Próprio autor.

A interação entre duas classes pode acarretar efeitos diferentes daqueles observados após a exposição a uma única substância, criando o potencial de interação entre os agrotóxicos gerando assim um sinergismo entre eles (Clasen *et al*, 2018).

A mistura de dois pesticidas que não pertencem ao mesmo grupo pode ser classificada em 3 efeitos, sendo eles: efeito sinergístico, ocorre quando o resultado da toxidade da combinação é maior do que o resultado do produto utilizado separadamente. A toxicidade total que resulta da combinação de diferentes agrotóxicos é igual à soma dos efeitos de toxicidade de cada produto aplicado separadamente é considerado como efeito aditivo. A toxicidade que resulta da combinação de dois ou mais defensivos é menor do que a toxicidade de cada produto aplicado isoladamente é classificado como efeito antagonístico (Petter *et al*, 2012).

3.4.1 Piretróides

Os piretróides são uma classe de inseticidas artificiais originados das piretrinas, substâncias extraídas das flores da planta *Chrysanthemum cinerariaefolium* e são utilizados em várias culturas agrícolas (Santos; Areas; Reyes, 2007). Estão disponíveis nas mais diversas formulações e são um dos grupos químicos de agrotóxicos mais amplamente empregadas em nível global, sendo utilizados tanto em ambientes confinados como em ambientes ao ar livre.

Os piretroides sintéticos podem ser categorizados em dois grupos, designados como Tipo I e Tipo II, com base em critérios como sinais de intoxicação, estrutura química e efeito sobre o sistema nervoso, conforme discutido por Casarett e Doull (2008). O grupo I inclui substâncias como aletrina, bioaletrina, resmetrina, bifentrina e permetrina, enquanto o grupo II engloba exemplos como fenpropatina, lambda-cialotrina, cipermetrina, deltametrina e fenvalerato (Shafer, Meyer, Crofton, 2005).

Possuem baixa toxicidade para mamíferos e baixo impacto ambiental, são efetivos contra insetos e não é necessário altas doses para exercer sua ação (Yang, 2020). No entanto, em ensaios laboratoriais foram encontrados resultados que identificam os piretróides como sendo muito tóxicos para peixes, abelhas e animais aquáticos, como lagostas e camarões (Grisolia, C. K. 2005; Viran *et al*, 2003).

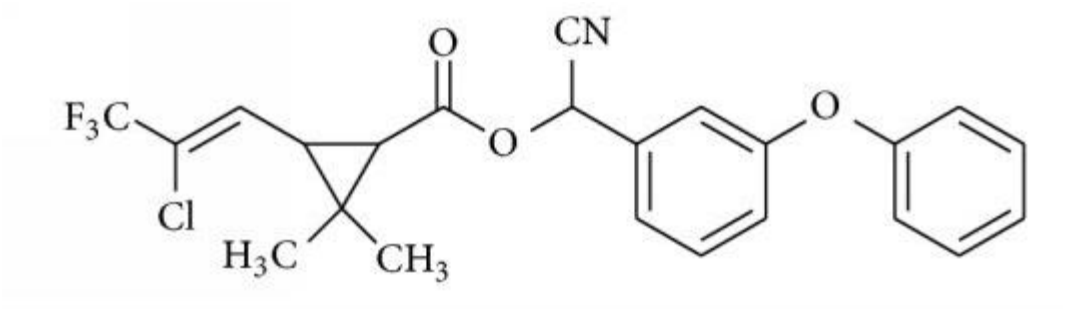
Uma de suas características é ser lipofílico, sendo absorvido pelas brânquias dos peixes, razão pela qual esses animais possuem alta sensibilidade ao inseticida (Santos, Areas, Reyes, 2008). Sendo um importante componente do ecossistema aquático, os peixes conectam o meio aquático com o consumo humano (Swiacka *et al*, 2022).

Estudos de Magnuson *et a*l (2021), indicam que os piretróides causam danos neurológicos, fisiológicos e genéticos em peixes. Conforme Xie *et al* (2022) os piretróides apresentam risco ecológico. Weston *et al* (2015) identificaram que os piretróides, por meio de sua toxicidade, limitam as fontes de alimentos disponíveis aos peixes reduzindo assim a sua sobrevivência.

O inseticida lambda-cialotrina (Figura 1) é utilizado em culturas de alface, algodão, alho, alho-porró, amendoim, arroz, aveia, batata, brócolis, café, cana-de-açúcar, cebola, trigo, entre outros. Segundo Venturini (2014), este inseticida foi classificado como altamente tóxico para peixes e crustáceos, porém pouco tóxico para

aves. Os resultados dos ensaios realizados por Venturini (2014) indicaram que a CL50;96h foi menor que 1 mg. L^{-1} para o peixe *Brycon amazonicus*.

Figura 1 - Estrutura molecular da lambda-cialotrina.



Fonte: IBAMA, (2019).

Na Tabela 1, são fornecidas informações relativas às características gerais e propriedades físico-químicas do inseticida lambda-cialotrina.

Tabela 1 – Propriedades físico-química do inseticida Lambda-cialotrina.

Caracteristicas Químicas	
Nome químico (IUPAC)	[(R)-ciano-(3-fenoxifenil) metil] (1S,3S) -3-[(Z)-2-cloro-3,3,3-trifluoroprop-1-enil]-2,2-dimetilciclopropano- 1-carboxilato
Número CAS	91465-08-6
Fórmula química	$C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$
Massa molecular	449,85 g mol^{-1}
Solubilidade em água a 20°C	0,005 mg L^{-1}
Ponto de fusão	49,2 °C

Fonte: Lewis, Tzilivakis, Warner, Green (2016).

Invertebrados aquáticos podem desenvolver resistências a concentrações de piretróides, com isso concentrações mais altas da substância podem se acumular nos organismos. A bioacumulação dos piretróides podem afetar organismos em níveis tróficos superiores por meio da cadeia alimentar, chegando até o ser humano (Xie, 2022). Conforme ensaios realizados por Clasen *et al* (2018), o inseticida piretróide lambda-cialotrina bioacumulou no músculo do peixe *Cyprinus carpio*.

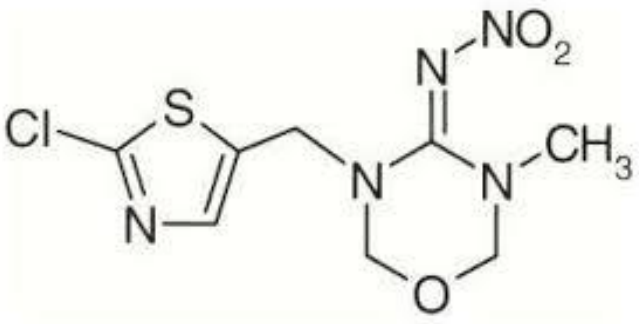
3.4.2 Neonicotinóides

Representando mais de 20% do mercado global de inseticidas, os neonicotinóides foram desenvolvidos e amplamente aplicados em terras agrícolas desde o início da década de 1990. São caracterizados por serem altamente solúveis em água e podem ser transportados para cursos d'água por escoamento ou como lixiviado de solos contaminados (Goulson, 2013). É estimado que os neonicotinóides persistem no ambiente por mais de 20 anos (Pagano *et al*., 2020).

Eram considerados como não tóxicos ao ambiente, contudo, estudos recentes como o de Chen *et al* (2022) indicam que esse produto pode causar efeitos adversos à saúde dos animais, como: neurotoxicidade no desenvolvimento, efeitos desreguladores endócrinos e toxicidade reprodutiva (Chen *et al*, 2022).

O neonicotinóide tiametoxam (Figura 2), é classificado como medianamente tóxico e possui a classificação ambiental III, sendo perigoso para o meio ambiente. O inseticida é utilizado em culturas como abobrinha, alface, batata, café, cana-de-açúcar, melão, morango, pepino e pêssego (Albinati *et al*, 2016).

Figura 2 - Estrutura molecular do tiametoxam



Fonte: IBAMA (2019).

Na Tabela 2, são fornecidas informações relativas às características gerais e propriedades físico-químicas do inseticida tiametoxam.

Tabela 2 – Propriedades físico-química do inseticida Tiametoxam

Caracteristicas Químicas	
Nome químico (IUPAC)	(EZ)-3-(2-cloro-1,3-tiazol-5-ilmetil)-5-metil-1,3,5-oxadiazinan-4-ilideno(nitro)amina
Número CAS	153719-23-4
Fórmula química	$C_8H_{10}ClN_5O_3S$
Massa molecular	291,72 g mol^{-1}
Solubilidade em água a 20°C	4.100 mg l^{-1}
Ponto de fusão	139,1 °C

Fonte: Lewis, Tzilivakis, Warner, Green (2016).

Nos insetos, os neonicotinóides como Tiametoxam agem na toxicidade pela ligação com receptores nicotínicos de acetilcolina provocando à estimulação nervosa, paralisia e morte (Veedu *et al*, 2022). Segundo Butcherine *et al* (2021) o sistema nervoso de insetos e crustáceos possuem semelhanças e, portanto, podem sofrer impactos correlatos. Os resultados de Butcherine *et al* (2021) indicam que a atividade da acetilcolinesterase foi elevada para camarões expostos ao tiametoxam e clotianidina e que a exposição a neonicotinóides resulta estresse oxidativo.

Com base no estudo de Veedu *et al* (2022) o tiametoxam e o acetamiprid induziram estresse oxidativo nos peixes. Contudo, o inseticida tiametoxam se mostrou mais tóxico que o acetamipride, indicando assim risco ambiental.

Os efeitos do tiametoxam sobre as abelhas foram investigados em estudos científicos (Lee *et al*., 2016; Yasuda *et al*., 2017; Miotelo *et al*., 2021; Piovesan *et a*l., 2020; Stuchi *et al*., 2022). O estudo de Oliveira *et al*. (2013) identificou alterações morfológicas e histoquímicas no cérebro dos animais, impactando a integração sensorial e a visão. Além disso, ocorreu citotoxicidade no intestino desses insetos.

Em 2024 o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) implementou restrições à aplicação de agrotóxicos contendo tiametoxam em culturas agrícolas no território nacional. Essa medida foi resultado de uma reavaliação ambiental do inseticida, motivada pelo seu potencial impacto negativo sobre as abelhas e outros insetos polinizadores (Ibama, 2024).

Com isso a utilização do tiametoxam como componente ativo foi proibida em 10 culturas, que incluem batata, berinjela, cebola e eucalipto. Além disso, a aplicação deste agrotóxico por meio de tratores ou aviões agrícolas foi vetada. Em situações

que o agrotóxico é aplicado em tratamento de sementes ou aplicação no solo, o seu uso permanece autorizado sob condições restritivas (Ibama, 2024).

3.5 BIOINDICADORES

Devido aos crescentes casos de contaminação ambiental, ocorreu a necessidade de realizar estudos com organismos que detém a capacidade de indicar as mudanças que ocorrem no ambiente. Os organismos bioindicadores são avaliados pela interação que possuem com o ambiente e com o contaminante.

Os organismos bioindicadores são espécies utilizadas para monitorar e avaliar a qualidade ambiental, refletindo as condições do ecossistema em que vivem. Eles respondem de forma sensível a alterações no ambiente, proporcionando informações sobre o ecossistema. Esses organismos podem indicar a presença de poluentes, mudanças climáticas, níveis de contaminação, entre outros aspectos ambientais (Manzoor *et al* 2021).

Os bioindicadores estão distribuídos em variados níveis tróficos, oferecendo dados essenciais para a avaliação do risco ambiental (Prestes; Vincenzi, 2019). Estes incluem os produtores, que são organismos autotróficos responsáveis pela conversão de energia solar em matéria orgânica (algas); os consumidores primários, que se alimentam diretamente dos produtores (camarão e caramujo) e os consumidores secundários (peixes), que consomem os consumidores primários (Dobson, Frid, 2008). A utilização desses organismos possibilita a análise dos efeitos gerados por diferentes fontes de poluição (Braz; Longo, 2019).

De acordo com Marques *et al*. (2021), a realização de ensaios envolvendo organismos de diferentes níveis tróficos possibilita uma identificação precisa dos níveis mais impactados e das espécies mais apropriadas para tais experimentos. Os crustáceos e os peixes utilizados demonstraram ser os organismos mais sensíveis à exposição ao inseticida clorpirifós.

Entre as espécies mais utilizadas em ensaios ecotoxicológicos estão as macrófitas *Lemna minor e Azolla caroliniana*, o molusco *Pomacea canaliculata*, o *crustáceo Macrobrachium acanthurus* e os peixes paulistinha *(Danio rerio*) e Mato-grosso *(Hyphessobrycon eques)*. Todos os organismos citados possuem estudos que indicam quais os danos que o uso de agrotóxicos causa em seu organismo (Leonel, *et al* 2016; Marques *et al*, 2021; Ikefuti *et al*, 2022 Cházaro-olvera *et al*, 2022)

Com o uso de bioindicadores de diferentes níveis tróficos, os resultados encontrados são de suma importância para a pesquisa e ensaios de ecotoxicologia, por apresentarem alta taxa sensibilidade, possuírem o tamanho adequado para testes laboratoriais, e a importância ecológica em ecossistemas aquáticos.

3.5.1 Macrófitas *Lemna minor* e *Azolla caroliniana*

As *Lemnas* são plantas aquáticas que habitualmente crescem em águas sem agitação. Apresentam taxas elevadas de reprodução nos ecossistemas aquáticos (Appenroth *et al*., 2010). São reconhecidas por desempenharem um papel relevante como organismos bioindicadores, por serem um dos primeiros seres a sofrerem os efeitos da poluição aquática, evidenciando um rápido aumento em seu crescimento e capacidade reprodutiva (Kiss; Kováts; Szalay, 2003).

É uma planta comum em lagos, lagoas, rios e outros corpos d'água áreas tropicais e subtropicais. Ela é nativa das Américas, especificamente da América do Norte, América Central e América do Sul (Almeida, 2018).

A *Azolla caroliniana* é uma macrófita flutuante é conhecida como samambaia da água, pode ser utilizada no monitoramento de herbicidas e em pesquisas da área de ecotoxicologia. Possui fácil manejo e pequeno porte, além de poder ser utilizada para monitorar o uso de inseticidas, devido à sua sensibilidade para esse tipo de contaminante (Marques *et al,* 2021).

3.5.2 Caramujo *Pomacea canaliculata*

O caramujo *Pomacea canaliculata* possui atividade que varia de acordo com a temperatura do ambiente em que está inserido. É considerada uma espécie invasora, e por este motivo possui o potencial para competir com espécies nativas. (Ghesquiere, 2005). Além disso é classificado como consumidor primário, encontra-se em contato direto com o sedimento, tornando-se suscetível à exposição a produtos químicos, especialmente aqueles que se adsorvem no sedimento. O processo de revolvimento do sedimento tem o potencial de reintroduzir a molécula no ambiente (Venturini et al., 2008).

Uma das características do *Pomacea canaliculata* é sua capacidade de se adaptar a diferentes ambientes e condições climáticas (Lucía, 2022). Possuem ampla

tolerância térmica e são capazes de se reproduzir e proliferar em uma faixa ampla de temperaturas (Hayes, 2009).

A espécie está distribuída nas bacias do rio Paraná, Prata, Uruguai e Paraguai. Presente também outros países como Argentina, Paraguai, Uruguai e Bolívia (Seixas, 2008).

3.5.3 Camarão pitú - *Macrobrachium acanthurus*

Conhecido pelo grande interesse comercial e econômico, o camarão de água doce do gênero *Macrobrachium* é representado por 18 espécies, dentre elas está o *M. acanthurus* (Cunha, 2008). A produção de espécies nativas de crustáceos de água doce tem sido reconhecida como um modelo sustentável, com baixo impacto ambiental.

Segundo Cunha (2008), esta espécie pode ser encontrada encontra-se distribuída na América do Norte, Central e do Sul e em regiões brasileiras, como Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul. O *M. acanthurus* também conhecido por camarão pitú é um crustáceo que possui alta taxa de fecundidade que varia em função do comprimento e do peso dos animais (Valenti; Mello; Lobão, 1989).

Possui importância econômica em algumas regiões devido à sua utilização na aquicultura e pesca comercial. Também é objeto de estudos científicos em relação à sua ecologia, reprodução e manejo sustentável (Lopes; Flores; Dantas Filho, 2020). Infelizmente a espécie sofre com a degradação do meio ambiente.

3.5.4 Peixes *Hyphessobrycon eques* e *Danio rerio*

O *Danio rerio*, também conhecido como peixe zebra ou paulistinha, é frequentemente empregado como organismo bioindicador em estudos ecotoxicológicos para avaliar a qualidade da água. É uma espécie de peixe de água doce pertencente à família *Cyprinidae*. Originado no sul da Ásia, é comumente avistado em corpos aquáticos do sudeste asiático, englobando as bacias dos rios Ganges e Brahmaputra, abrangendo a localidade nordeste da Índia e o setor setentrional de Mianmar (Geller, *et al* 2020).

Estes organismos são pequenos, com comprimento variando entre 3 a 4 cm. Os machos apresentam um corpo esguio e uma coloração amarela próxima às nadadeiras peitorais, enquanto as fêmeas exibem um abdômen ressaltado, devido ao

desenvolvimento dos ovários (Spence *et al.*, 2008). Esta espécie vertebrada tem ganhado crescente destaque em pesquisas de neurotoxicologia devido à sua semelhança com o sistema nervoso humano e seus sistemas de neurotransmissão análogos (Horzmann; Freeman, 2016). A referida espécie é recomendada para avaliações ecotoxicológicas, conforme estipulado na norma ABNT NBR15088:2022.

O *H. eques,* popularmente conhecido como peixe Mato-grosso, é uma espécie de pequeno peixe ornamental de água doce que tem como dieta principal plantas, crustáceos e insetos. Em seu ambiente natural, é comumente encontrado próximo à superfície da água, entre as plantas aquáticas (Agostinho *et al.*, 2004).

Este organismo, nativo da região neotropical, destaca-se como um candidato promissor para servir como indicador biológico, evidenciando um notável potencial no âmbito do monitoramento ambiental. Está inserido nas bacias hidrográficas do Tietê-Paraná e Paraná-Paraguai (Silva *et al.*, 2018).

O peixe Mato-grosso exibe uma coloração vibrante, que inclui tons de vermelho, prateado e preto, e possui um tamanho que varia entre 32 mm e 58 mm. Observa-se dimorfismo sexual na espécie, evidenciado pelo fato de os machos apresentarem cores mais intensas e nadadeiras dorsal e anal mais desenvolvidas em comparação com as fêmeas (Graça e Pavanelli, 2007).

Este peixe demonstra sensibilidade às mudanças em seu ambiente natural, apresentando-se como um potencial indicador biológico de alterações e impactos ambientais decorrentes de contaminantes (Marques *et al*, 2021).

3.6 AVALIAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DO RISCO AMBIENTAL

A análise de risco ambiental tem como objetivo quantificar a probabilidade de ocorrência de efeitos ecologicamente adversos resultantes da exposição a substâncias químicas. Esses efeitos referem-se a mudanças significativas nas características dos ecossistemas. Ao avaliar a adversidade ecológica associada ao uso de agrotóxicos, é essencial considerar a natureza, a magnitude e a extensão do impacto, bem como a capacidade de recuperação do sistema (Usepa, 1998).

Durante a avaliação do risco relacionado à utilização de agrotóxicos, são coletados dados relevantes, incluindo os possíveis usos do produto, as diretrizes de aplicação em campo, as propriedades físico-químicas tanto do ingrediente ativo quanto do produto final, sua persistência no ambiente, seu destino e transporte, além

de dados laboratoriais sobre os impactos ambientais que podem afetar organismos não alvo (Rebelo; Caldas, 2014).

Na avaliação de risco ambiental, busca-se evitar que substâncias causem efeitos adversos em organismos dos diferentes níveis estudados. Idealmente, uma substância não deve ser tóxica para nenhum organismo dos níveis estudados, a fim de minimizar os impactos negativos ao ambiente. A avaliação dos efeitos da toxicidade aguda e crônica de substâncias químicas em organismos pode auxiliar na estimativa do risco ambiental nos corpos hídricos (Martins, 2022).

A obtenção de registros para agrotóxicos demanda estudos destinados à avaliação e classificação do risco ambiental associado à substância. O resultado dessa avaliação é de suma importância para os órgãos reguladores, pois influencia suas decisões sobre a aprovação ou restrição do uso do agrotóxico, com o objetivo de mitigar possíveis impactos adversos no meio ambiente (Rebelo; Caldas, 2014).

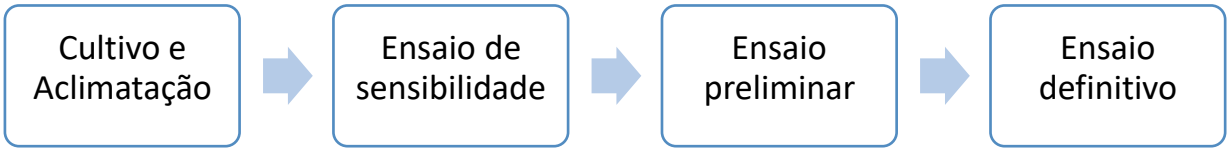
4 MATERIAL E MÉTODOS

Os ensaios para avaliação de ecotoxicidade aguda e risco ambiental da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina foram conduzidos no LEEA (Laboratório de Ecotoxicologia e Eficácia de Agrotóxicos) localizado no UNIFEB (Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos) no município de Barretos - SP.

A pesquisa foi realizada após a aprovação da Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA) do Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos (UNIFEB), Barretos-SP, sob o Protocolo n°02_23_CEUA_FEB.

O produto utilizado nos ensaios foi a mistura dos inseticidas Tiametoxam (141 g L^{-1}) (CAS 153719-23-4) e Lambda-Cialotrina (106 g L^{-1}) (CAS 91465-08-06), na formulação comercial Engeo Pleno®. Para avaliar a ecotoxicidade com os bioindicadores, seguiu-se as etapas descritas no fluxograma apresentado na Figura 3.

Figura 3 - Fluxograma com a sequência de ensaios que são realizados para avaliar a ecotoxicidade aguda.



Fonte: Próprio autor (2024).

4.1 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE PARA PLANTAS AQUÁTICAS

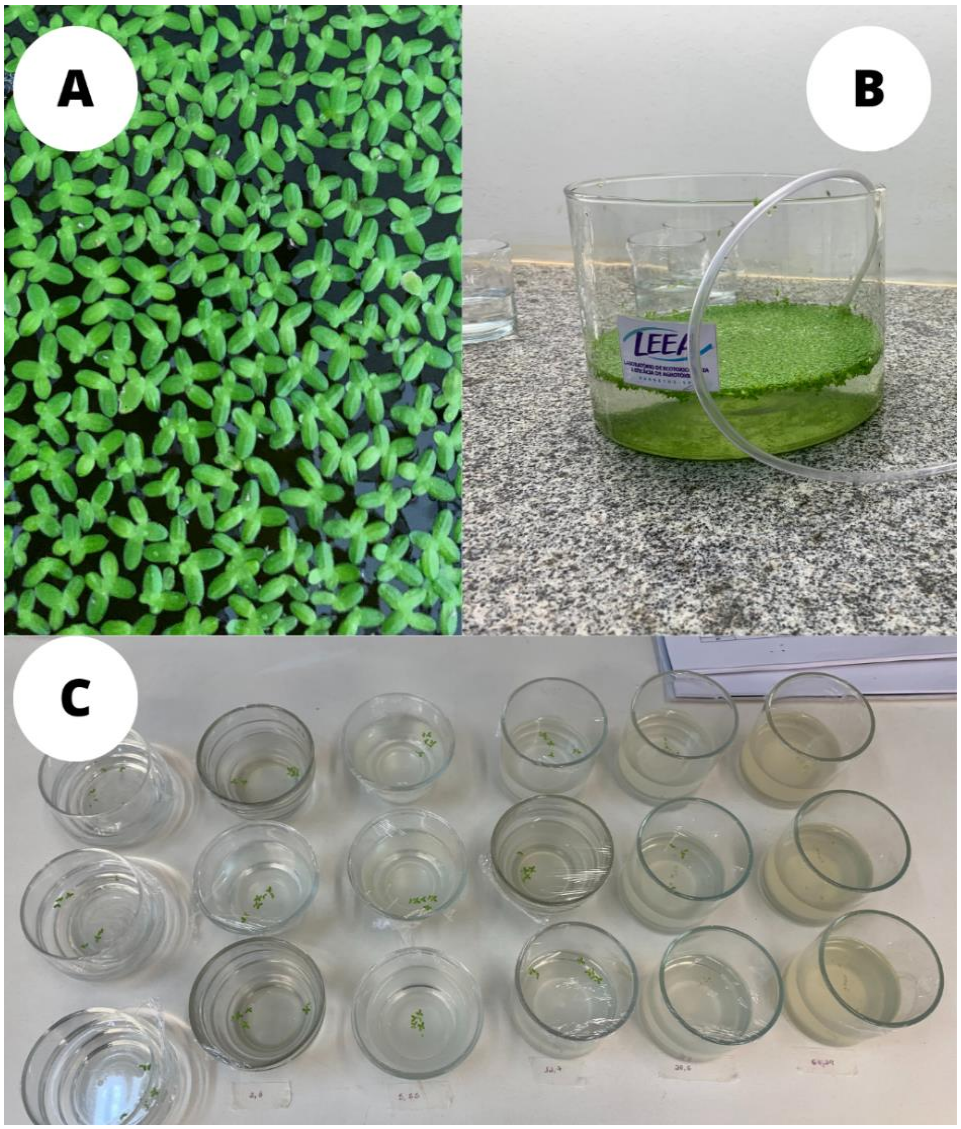
Os ensaios ecotoxicológicos realizados com as espécies de plantas aquáticas *L. minor* e *A. caroliniana* foram conduzidos de acordo com os procedimentos estabelecidos na norma "Guideline for Testing of Chemicals - *Lemna minor* Growth Inhibition", elaborada pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico em 2002 (OECD, 2002).

As plantas foram cultivadas em recipientes de 200 L contendo uma mistura de substrato orgânico, latossolo e areia na proporção de 1:1:1 (v/v), com exposição à luz natural.

A aclimatação inicial ocorreu em uma sala de bioensaio mantida a uma temperatura controlada de 25,0 ± 2,0 °C e um fotoperíodo de 12 h, com intensidade de luz de aproximadamente 6.500 Lux. Posteriormente, as plantas foram transferidas para recipientes cristalizadores contendo 500 mL de meio de cultivo Hoagland's e 500 mL de água destilada, onde permaneceram por um período de quatro dias (OECD, 2002).

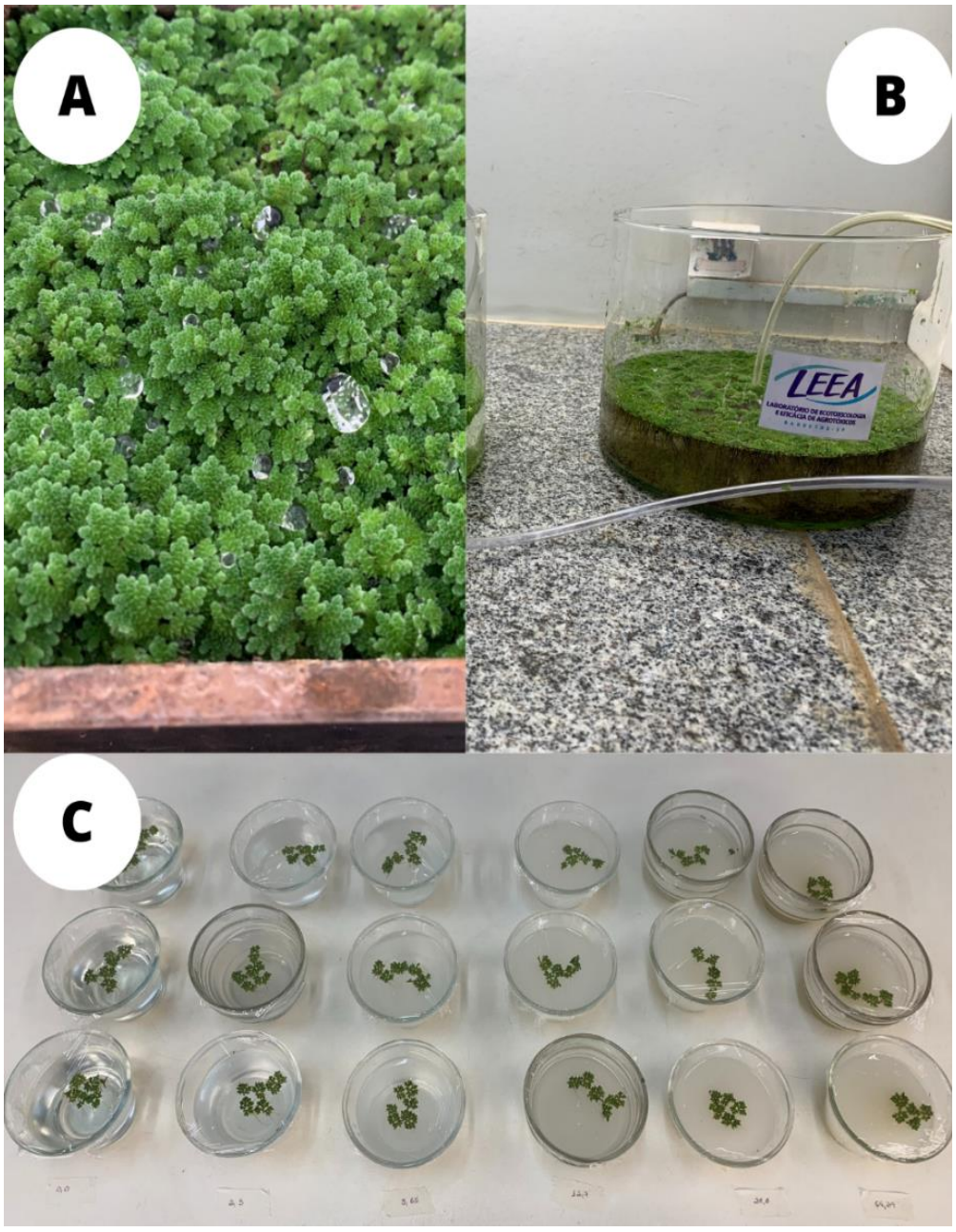
Para conduzir os ensaios de ecotoxicidade aguda (CL50;7d) para *L. minor,* foram escolhidos quatro indivíduos com três frondes em boas condições (Figura 4). Para *A. caroliniana*, cinco plantas saudáveis foram selecionadas (Figura 5).

Figura 4 - Aspectos de cultivo e da realização dos ensaios de ecotoxicidade aguda com a planta aquática. A) Lentinha d'água (*L. minor*). B) Processo de aclimatação em meio Hogland's. C) Ensaio de ecotoxicidade aguda instalado na sala de bioensaio.



Fonte: Próprio autor.

Figura 5 - Aspectos de cultivo e da realização dos ensaios de ecotoxicidade aguda com a planta aquática. A) Samambaia d'água *(A. caroliniana*). B) Processo de aclimatação em meio Hogland's. C) Ensaio de ecotoxicidade aguda em sala de bioensaio.



Fonte: Próprio autor.

A fase inicial do ensaio ecotoxicológico consiste na execução do teste de sensibilidade, visando estabelecer a sensibilidade do grupo de plantas a ser utilizado em fases subsequentes do experimento. No ensaio de sensibilidade foi utilizado o cloreto de sódio (NaCl) como substância de referência.

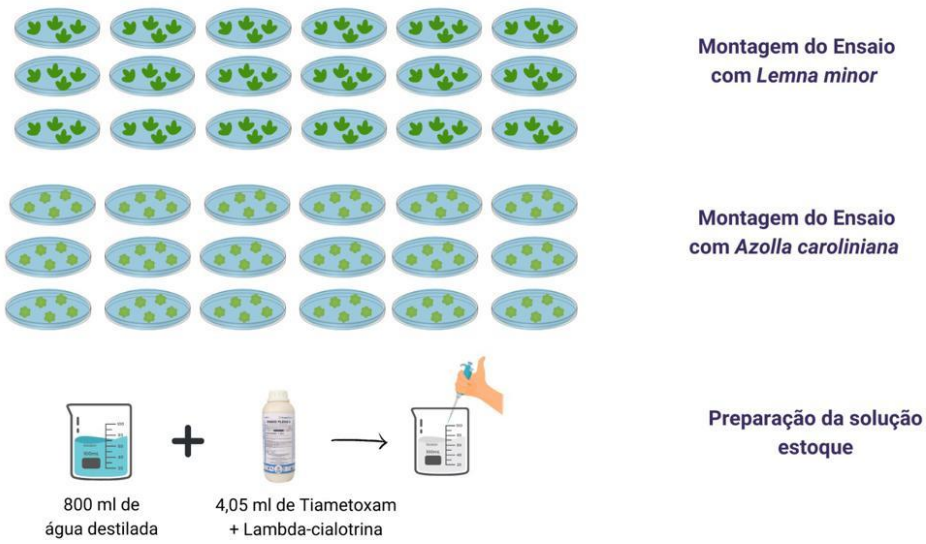
Para *L. minor* o ensaio foi realizado com as concentrações de NaCl estabelecidas pelo laboratório, sendo: 0,001; 0,01; 0,5; 0,1; 0,8; 1,0 g L^{-1} e para a *A. caroliniana,* 0,009; 0,8; 1,4; 2,45; 4,20; 7,5 g L^{-1}, todos com um controle (sem exposição a substância referência, apenas com as macrófitas em meio de cultivo Hoagland's).

Após a realização do ensaio de sensibilidade, foram iniciados os ensaios preliminares de ecotoxicidade aguda com a mistura de inseticidas, com o objetivo de determinar a faixa de concentrações que resultaram em 0,0% e 100,0% de mortalidade das espécies testadas. Esses ensaios preliminares visaram identificar os limites de concentração em que os efeitos tóxicos começam a ser observados, permitindo, assim, a seleção das concentrações para os ensaios definitivos.

Durante os ensaios preliminares, foi definido um fator de diluição, o qual corresponde ao número de vezes em que a amostra de inseticida foi diluída para obter concentrações adequadas para os testes subsequentes. Para as macrófitas aquáticas, foi estabelecido um fator de diluição de 2,25. Esse fator foi utilizado para ajustar as concentrações do inseticida, a fim de abranger uma gama que possibilitasse a avaliação dos efeitos tóxicos em diferentes níveis de exposição.

Com base nos resultados dos ensaios preliminares, foram determinadas as concentrações definitivas para o ensaio ecotoxicológico. As plantas aquáticas foram expostas a cinco concentrações distintas da mistura de inseticidas: 25,09; 56,45; 127,00; 285,86; e 642,94 mg L^{-1}, além de um controle (sem a exposição aos inseticidas, contendo apenas as macrófitas em meio de cultivo Hoagland's). O ensaio foi realizado com três réplicas por concentração e teve duração de sete dias. Na figura 6, é apresentada a montagem do ensaio ecotoxicológico.

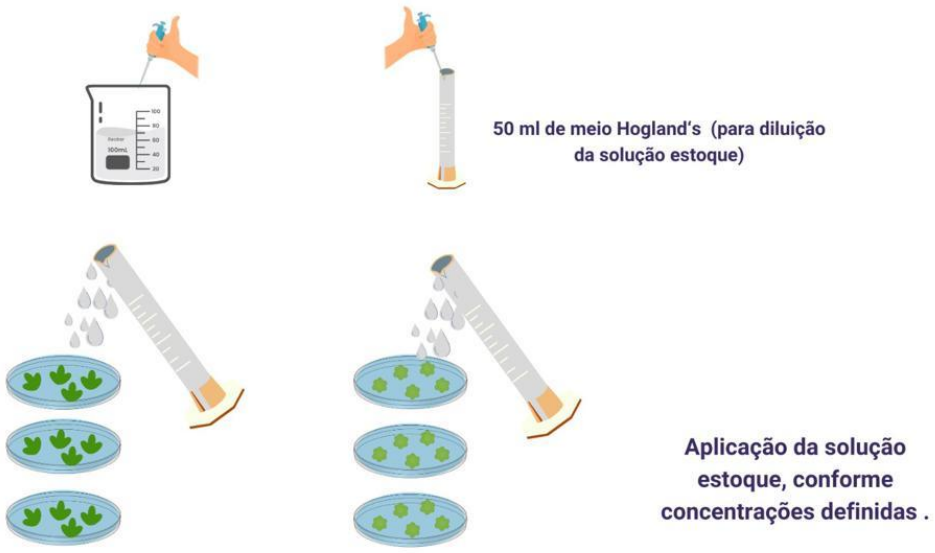
Figura 6 – Esquematização do ensaio definitivo e preparação da solução estoque com as macrófitas.



Fonte: Próprio autor (2024).

Uma solução estoque foi preparada, consistindo em 800 ml de água destilada, combinada com 4,1 ml da mistura de inseticidas, a fim de permitir a diluição das concentrações. Para aplicação da solução estoque nas macrófitas, ocorreu a diluição em 50 ml de meio Hogland's. O procedimento experimental de montagem está ilustrado na figura 7.

Figura 7 - Esquematização da aplicação da solução estoque nos ensaios com as macrófitas



Fonte: Próprio autor.

Em cada concentração testada, no ensaio definitivo de ecotoxicidade, foi determinada a proporção de concentração de cada ingrediente ativo do inseticida (Tabela 3). A proporção utilizada para cada inseticida foi baseada na mesma proporção encontrada em produtos comerciais que contém lambda-cialotrina e tiametoxam.

Tabela 3 - Concentrações proporcionais dos dois ativos inseticidas, presentes na formulação comercial, utilizadas no ensaio de ecotoxicidade das plantas aquáticas.

Mistura	Tiametoxam	Lambda-cialotrina
C1 – Controle	0,00 mg L^{-1}	0,00 mg L^{-1}
C2 - 25,09 mg L^{-1}	14,32 mg L^{-1}	10,77 mg L^{-1}
C3 - 56,45 mg L^{-1}	32,22 mg L^{-1}	24,22 mg L^{-1}
C4 – 127,00 mg L^{-1}	72,50 mg L^{-1}	54,50 mg L^{-1}
C5 - 285,86 mg L^{-1}	163,20 mg L^{-11}	122,70 mg L^{-1}
C6 - 642,94 mg L^{-1}	367,00 mg L^{-1}	275,90 mg L^{-1}

Fonte: Próprio autor.

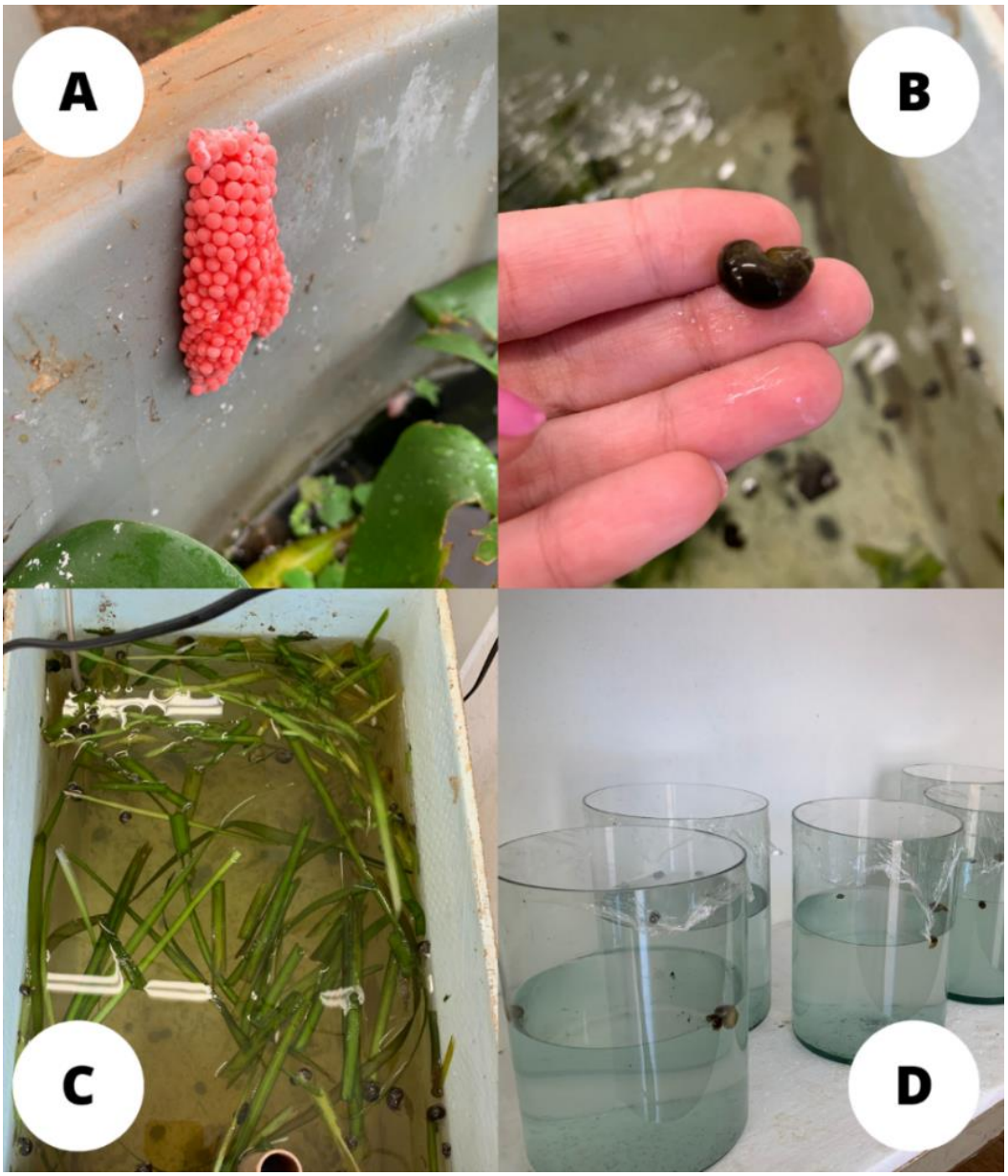
As avaliações da mortalidade das plantas foram realizadas nos dias 3, 5 e 7 após o a aplicação do produto. No caso da *L. minor,* avaliou-se o aumento do número de frondes, além de clorose (diminuição da clorofila) e necrose (mortalidade). Já para *A. caroliniana*, devido às suas características morfológicas distintas em relação a *L. minor,* a avaliação ocorreu em termos percentuais, medindo a presença de clorose e necrose nas folhas, variando de 0,0% a 100%

4.2. ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE PARA CARAMUJO

O ensaio de ecotoxicidade aguda para o caramujo (*Pomacea canaliculata*) teve como base a norma ABNT-NBR 15088: 2022 para peixes (ABNT, 2022), que foi adaptada para este organismo, segundo Venturini *et al*., (2008).

Os caramujos foram cultivados em caixas de 200 L, contendo plantas aquáticas, alimentação uma vez ao dia com ração extrusada e fotoperíodo natural (Figura 8).

Figura 8 - Aspectos de cultivo e realização dos ensaios de toxicidade aguda com caramujo (*P. canaliculata*). A) Massa de desova e ovos. B) Exemplar de *P. canaliculata.* C) Processo de aclimatação do organismo. (D) Realização do ensaio.



Fonte: Próprio autor.

Os organismos foram aclimatados por um período de sete dias, com peso variando entre 0,70 e 0,96 g, sendo transferidos para um recipiente de 60 L, equipado com um sistema de aeração contínua, acionado por sopradores de ar. O ambiente foi mantido em uma sala de bioensaio com temperatura controlada de 25,0 ± 2,0 ºC e um

fotoperíodo de 16 horas. Os organismos foram alimentados diariamente (*ad libitum*), com a macrófita aquática submersa *Vallisneria americana*.

Foi realizado um teste de ecotoxicidade aguda (CE50;48h) utilizando cloreto de potássio (KCl) como substância de referência para avaliar a saúde e a sensibilidade dos organismos em teste. As concentrações utilizadas foram: 0,10; 0,56; 1,00; 1,56; 2,44; 3,00 g L^{-1} e um controle (sem exposição à substância referência, apenas organismos e expostos em água).

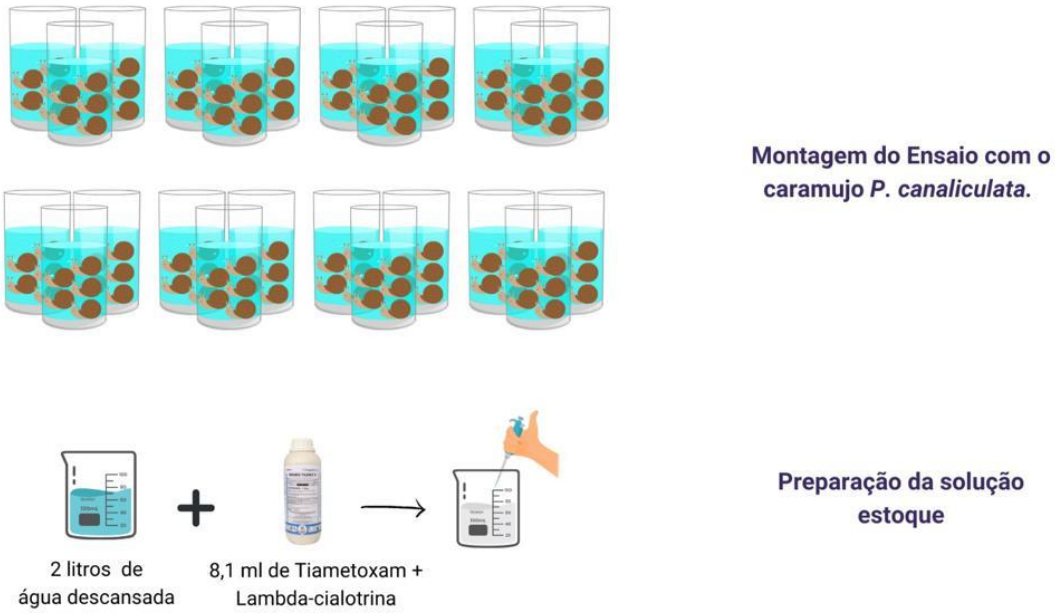
Posteriormente, procedeu-se à realização dos ensaios preliminares de toxicidade aguda com o propósito de identificar a faixa de concentrações que resultou em 0,0% e 100% de imobilidade e mortalidade. Durante esse estágio inicial, um fator de diluição de 3,25 foi estabelecido para ajustar as concentrações a serem usadas no ensaio definitivo.

Os organismos utilizados estavam com peso entre 0,70 e 0,96 g. Para a realização dos ensaios utilizou-se o total de 3L de água desclorada (água descansada por ± 24h). Inicialmente usou-se 2L para a montagem do ensaio e 1L para a diluição da solução estoque.

Com base nos resultados dos ensaios preliminares, o ensaio definitivo foi conduzido utilizando concentrações de 0,10; 0,32; 1,05; 3,43; 11,15; 36,25; 117,84 mg L-1 da mistura dos inseticidas, além de um grupo controle (exposto apenas à água sem a presença de agrotóxicos e contendo os organismos) conforme mostrado na Tabela 4. O experimento foi realizado em triplicata, com 5 organismos por repetição e um peso médio de 0,74 g por organismo. A exposição ocorreu por um período de 48 horas em um sistema estático, sem fornecimento de alimento aos animais. Para obter as concentrações desejadas para os inseticidas, uma solução estoque foi preparada combinando 2L de água desclorada com 8,1 ml da mistura de inseticidas.

Na Figura 9 está demonstrado como foi realizado a montagem do ensaio com o caramujo.

Figura 9 - Realização do ensaio definitivo e preparação da solução estoque para ensaio com *P.canaliculata.*



Fonte: Próprio autor (2024).

Para aplicação da solução estoque, ocorreu a diluição em 1L de água desclorada. A Figura 10 demonstra como foi realizado a montagem do experimento.

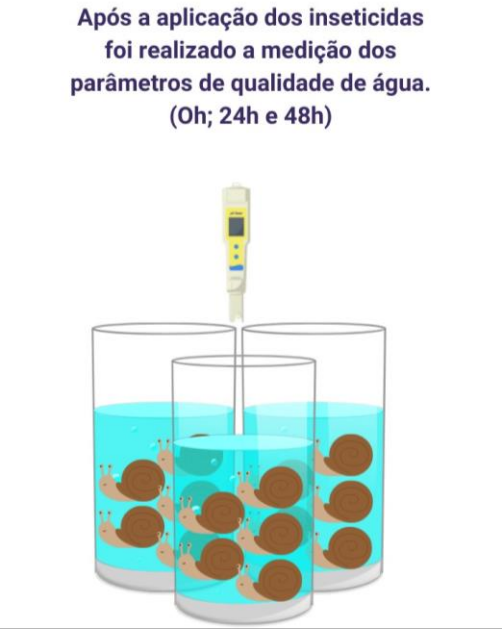
Figura 10 - Aplicação da solução estoque no ensaio de toxicidade com *P.canaliculata.*



Fonte: Próprio autor.

As variáveis de qualidade de água, como: pH, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica, foram mensurados no período de 0, 24 e 48 horas após exposição ao inseticida (ABNT, 2022) com um medidor de pH (marca Akso, modelo Ak90), com medidor de oxigênio (marca Akso, modelo DO Eco) e do condutivímetro de bolso (marca Akso, modelo Ak51), equipamentos que também resultaram nas medições de temperatura correspondentes (Figura 11).

Figura 11- Medição das variáveis de qualidade de água do ensaio com *P.canaliculata.*



Fonte: Próprio autor.

Para cada concentração avaliada no ensaio definitivo de ecotoxicidade, a proporção de cada ingrediente ativo do inseticida foi determinada, conforme apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 - Concentrações proporcionais dos dois ativos inseticidas, presentes na formulação comercial, utilizadas no ensino de toxicidade (*Pomacea canaliculata)*

Mistura	Tiametoxam	Lambda-cialotrina
C1 – Controle	0,00 mg L^{-1}	0,00 mg L^{-1}
C2 - 0,10 mg L^{-1}	0,057 mg L^{-1}	0,0042 mg L^{-1}
C3 - 0,32 mg L^{-1}	0,18 mg L^{-1}	0,14 mg L^{-1}
C4 - 1,05 mg L^{-1}	0,60 mg L^{-1}	0,45 mg L^{-1}
C5 - 3,43 mg L^{-1}	1,96 mg L^{-1}	1,47 mg L^{-1}
C6 - 11,15 mg L^{-1}	6,36 mg L^{-1}	4,78 mg L^{-1}
C7 - 36,25 mg L^{-1}	20,70 mg L^{-1}	15,5 mg L^{-1}
C8 - 117,80 mg L^{-1}	67,20 mg L^{-1}	50,5 mg L^{-1}

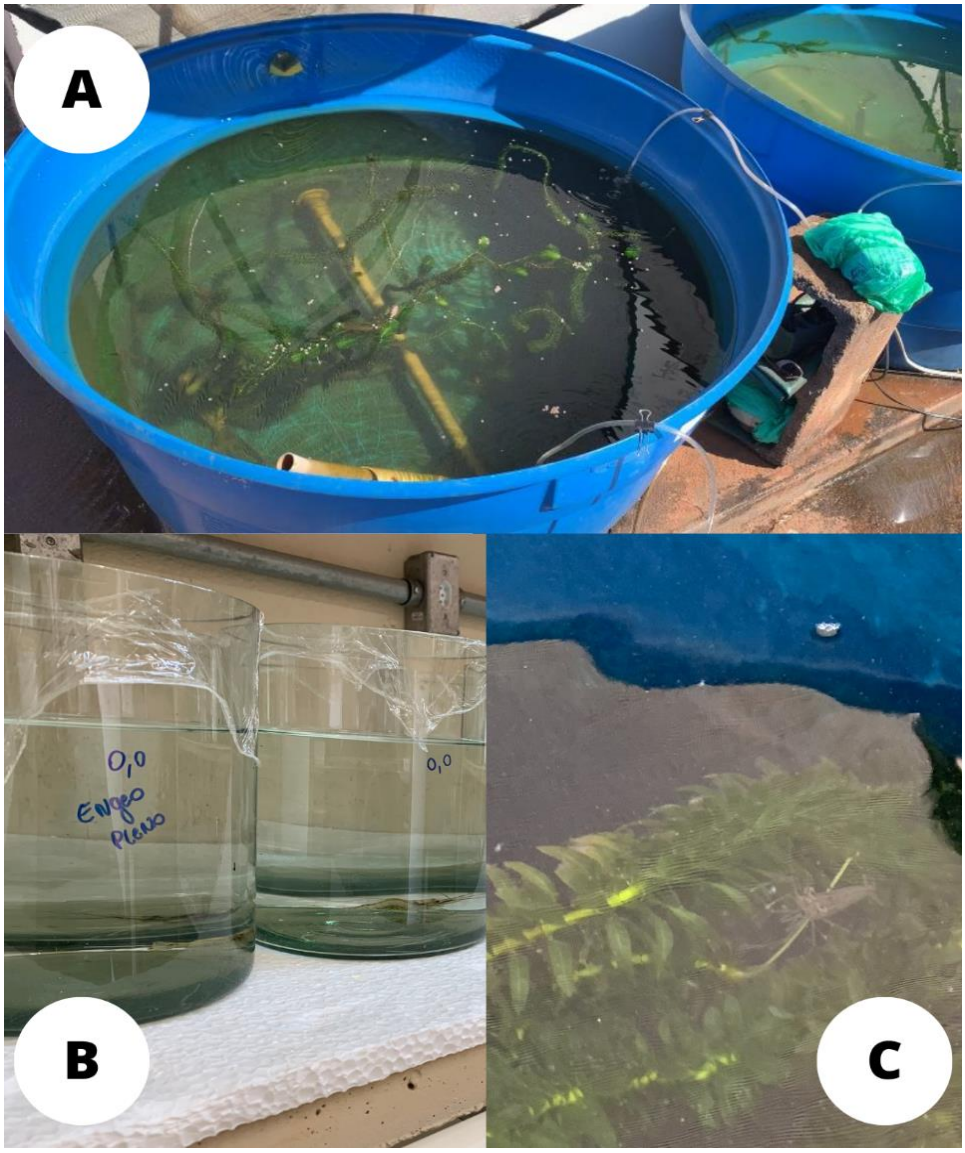
Fonte: Próprio autor.

4.3 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE PARA O CAMARÃO

O ensaio de ecotoxicidade aguda para o camarão *Macrobrachium acanthurus* teve como base a norma ABNT-NBR 15088: 2022 para peixes (ABNT, 2022), que foi adaptada para este organismo, conforme Venturini *et al*., (2008). Os camarões foram coletados no reservatório da Usina de Porto Colômbia, no Rio Grande (20°07’35’’S 48°3414’’W) localizada no município de Planura-MG.

Após a captura foram transferidos para caixas de 310 L, contendo plantas aquáticas *Hydrilla verticillata*, aeração, fluxo de água contínuo e fotoperíodo natural, para a quarentena de 30 dias. Os organismos receberam alimentação diária com ração extrusada úmida, *ad libitum* (Figura 12).

Figura 12 - Aspectos de cultivo e da realização dos ensaios de toxicidade aguda com camarão (*M. acanthurus*). A) Local de quarentena. B) Realização do ensaio ecotoxicológico. C) Exemplar do organismo aquático.



Fonte: Próprio autor.

Em consequência da natureza e comportamento agressivo do *M. acanthurus* não ocorreu aclimatação do organismo antes da realização dos ensaios. Para a avaliação da sanidade e sensibilidade do lote ocorreu um ensaio de ecotoxicidade aguda (CL50;48h), com a substância referência KCl (cloreto de potássio) nas concentrações de 0,010; 0,15; 0,20; 0,25; e 0,50 mg L^{-1}.

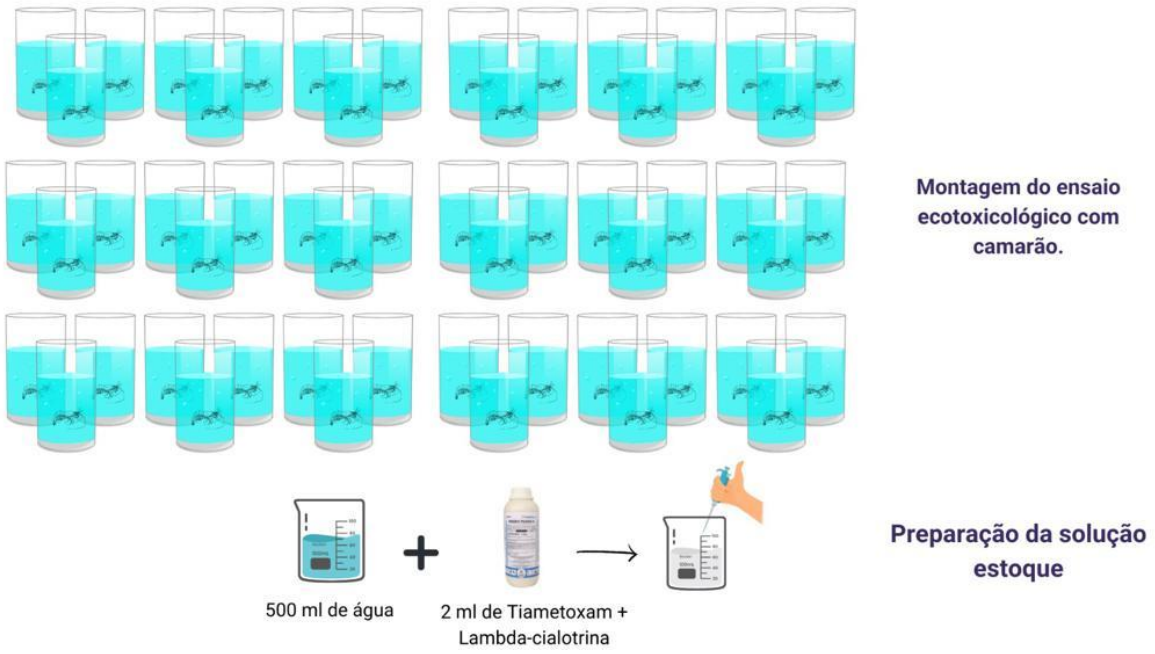
Após o ensaio de sensibilidade, procederam-se aos ensaios preliminares para identificar as concentrações que resultaram em 0,0% e 100% de imobilidade ou

mortalidade durante um período de 48 h. Os resultados desses testes preliminares indicaram um fator de diluição de 3,25 para as concentrações testadas.

De acordo com os resultados obtidos nos ensaios preliminares, o ensaio definitivo foi realizado com as concentrações de 0,001; 0,003; 0,01; 0,03; 0,11 mg L^{-1} da mistura dos inseticidas e um controle, com 9 réplicas por concentração e 1 organismos por réplica, com um peso médio de 1,65 ± 0,53 g. Com o objetivo de diluir as concentrações pré-determinadas para os inseticidas, foi realizado a preparação de uma solução estoque utilizando 500 mL de água desclorada e 2 ml da mistura de inseticidas.

A montagem do ensaio com o camarão pode ser observada na Figura 13.

Figura 13 - Realização do ensaio definitivo com o camarão e preparação da solução estoque.



Fonte: Próprio autor.

No ensaio foi utilizado um total de 3 L de água desclorada (água descansada por ± 24h). Essa água foi dividida em duas partes: 2 L foram utilizados para a montagem do ensaio e 1L foi utilizado para diluir a solução estoque (Figura 14). Essa abordagem permite controlar a concentração do inseticida nos ensaios, garantindo que os resultados sejam comparáveis e relevantes para avaliar os efeitos da substância em organismos-alvo.

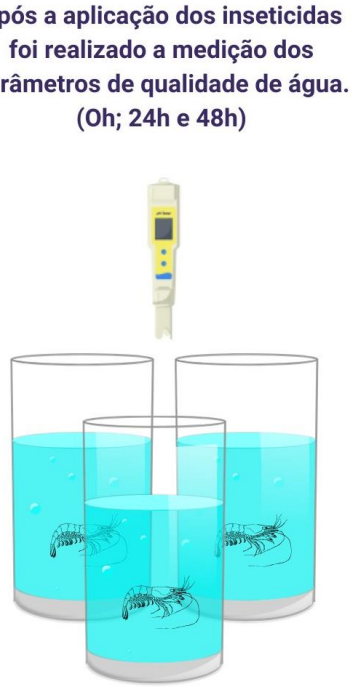
Figura 14 - Aplicação da solução estoque nos ensaios com o camarão.



Fonte: Próprio autor.

O estudo foi realizado em um sistema estático ao longo de 48 h, sem alimentação dos animais durante a exposição. As variáveis de qualidade da água, incluindo pH, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica, foram avaliadas nos intervalos de 0, 24 e 48 h após a aplicação da mistura dos inseticidas (ABNT, 2022) (Figura 15), com o suporte do medidor de pH (marca Akso e modelo Ak90), do medidor de oxigênio (marca Akso e modelo DO Eco) e do condutivímetro de bolso (marca Akso e modelo Ak51), os quais também forneceram as leituras de temperatura correspondentes.

Figura 15- Medição das variáveis de qualidade de água no ensaio com camarão.



Fonte: Próprio autor.

A tabela 5 identifica as concentrações de cada ingrediente ativo do inseticida.

Tabela 5 - Concentrações proporcionais dos dois ativos inseticidas, presentes na formulação comercial, utilizadas no ensaio de toxicidade *(Macrobrachium acanthurus).*

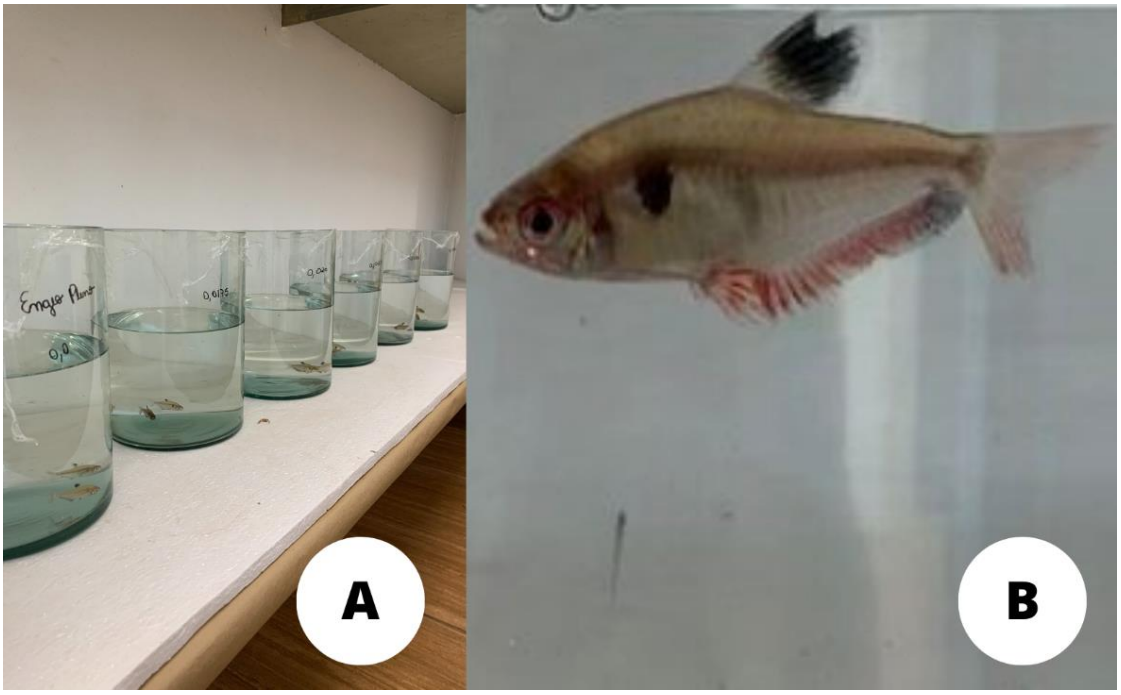
Mistura	Tiametoxam	Lambda-cialotrina
C1 – Controle	0,0000 mg L^{-1}	0,0000 mg L^{-1}
C2 – 0,0010 mg L^{-1}	0,00057 mg L^{-1}	0,00043 mg L^{-1}
C3 – 0,0030 mg L^{-1}	0,0017 mg L^{-1}	0,0013 mg L^{-1}
C4 – 0,0100 mg L^{-1}	0,0057 mg L^{-1}	0,0043 mg L^{-1}
C5 – 0,0300 mg L^{-1}	0,0170 mg L^{-1}	0,0130 mg L^{-1}
C6 – 0,1100mg L^{-1}	0,0630 mg L^{-1}	0,0470 mg L^{-1}

Fonte: Próprio autor.

4.4 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE PARA OS PEIXES

Os ensaios agudos para os peixes *H. eques* e *D. rerio* tiveram como base a norma ABNT-NBR 15088: 2022 para peixes (ABNT, 2022). Foram utilizados juvenis de *H. eques* criados em piscicultura. Esses organismos foram aclimatados por um período de sete dias em caixas de 310 L, mantidas na sala de bioensaios à temperatura de 25,0 ± 2,0°C, com fotoperíodo de 16h. Durante o período de aclimatação, os juvenis receberam alimentação diária com ração floculada (*ad libitum*) e contavam com aeração contínua. O local de aclimatação era higienizado diariamente para manter as condições adequadas para os organismos. (Figura 16) (ABNT, 2022).

Figura 16 - A) Realização do ensaio ecotoxicológico em sala de bioensaio. B) Exemplar do organismo aquático (*H. eques*).

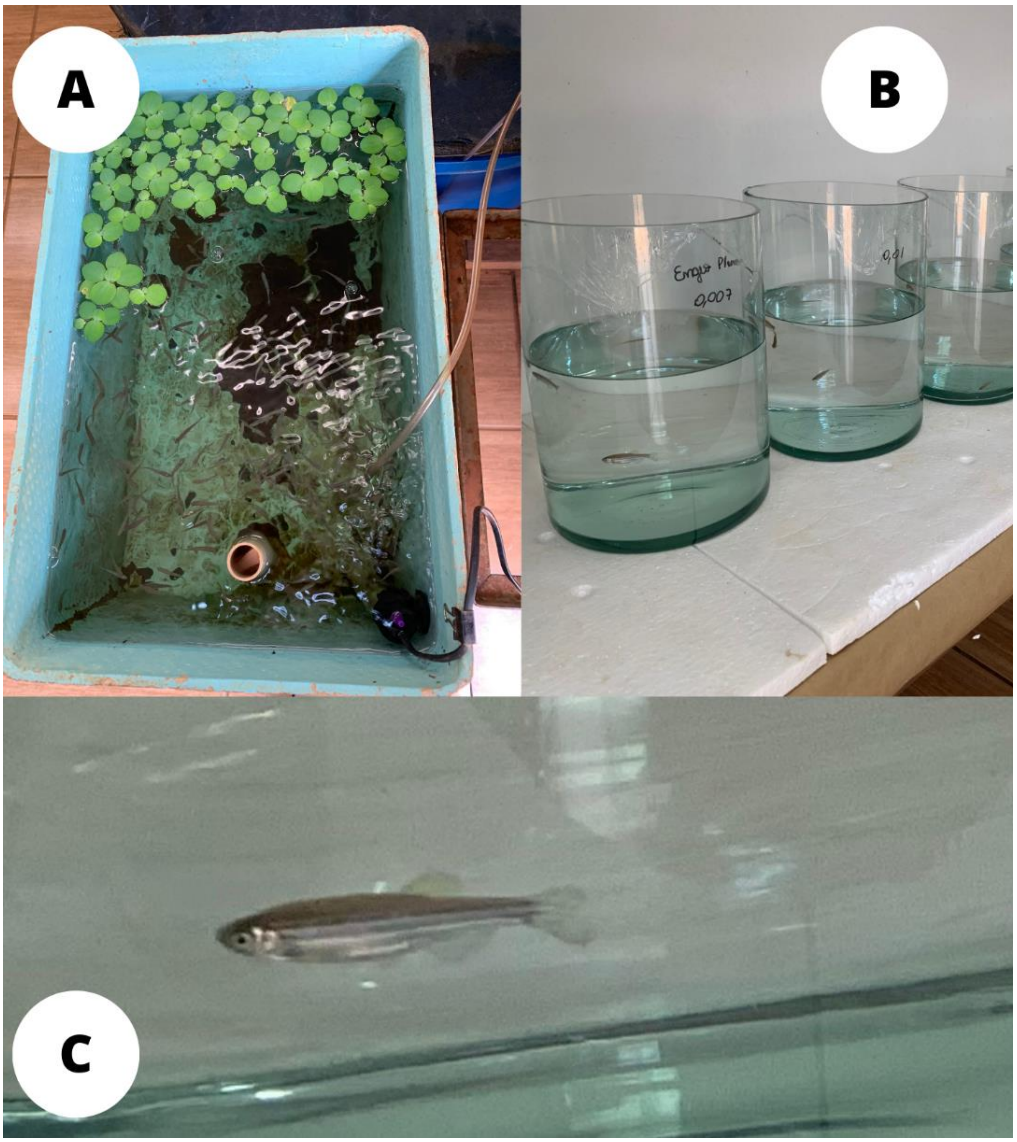


Fonte: Próprio autor.

Os juvenis do organismo *D. rerio* foram cultivados em sistemas de mesocosmos, contendo plantas aquáticas, alimentação uma vez ao dia com ração floculada e fotoperíodo natural. O processo de aclimatação dos organismos ocorreu em sala de bioensaio, em caixas com capacidade de 60 L, temperatura de 25,0 ± 2,0°C. Durante esse período, os organismos receberam aeração constante e foram

alimentados diariamente com ração floculada, *ad libitum* (conforme ABNT, 2022). (Figura 17) (ABNT, 2022).

Figura 17 - Aspectos de cultivo e da realização dos ensaios de toxicidade aguda com zebrafish. A) Local de aclimatação do zebrafish (*D. rerio*). B) Realização do ensaio ecotoxicológico. C) Exemplar do organismo aquático.



Fonte: Próprio autor.

Para a avaliação da sanidade e sensibilidade do lote, tanto do de *H eques,* quanto do *D.rerio,* ocorreu um ensaio agudo (CL50; 48h), com a substância referência KCl nas concentrações de 0,10; 0,56; 1,00; 1,56; 2,44 e 3,00 mg L^{-1} e um controle (composto apenas de água e organismos).

Após os ensaios de sensibilidade, os ensaios preliminares de ecotoxicidade aguda foram conduzidos para identificar o intervalo de concentração associado a 0,0% e 100% de letalidade. Com base nos ensaios preliminares, constatou-se que tanto o *H.eques* quanto o *D. rerio* apresentaram o mesmo padrão de mortalidade. Portanto, nas etapas finais do estudo, foram utilizadas as mesmas concentrações dos inseticidas para ambos os organismos, com um fator de diluição de 1,75.

Os ensaios definitivos foram realizados com as concentrações de 0,0070; 0,0100; 0,0175; 0,0306; 0,0535 mg L^{-1} e um controle (Tabela 6).

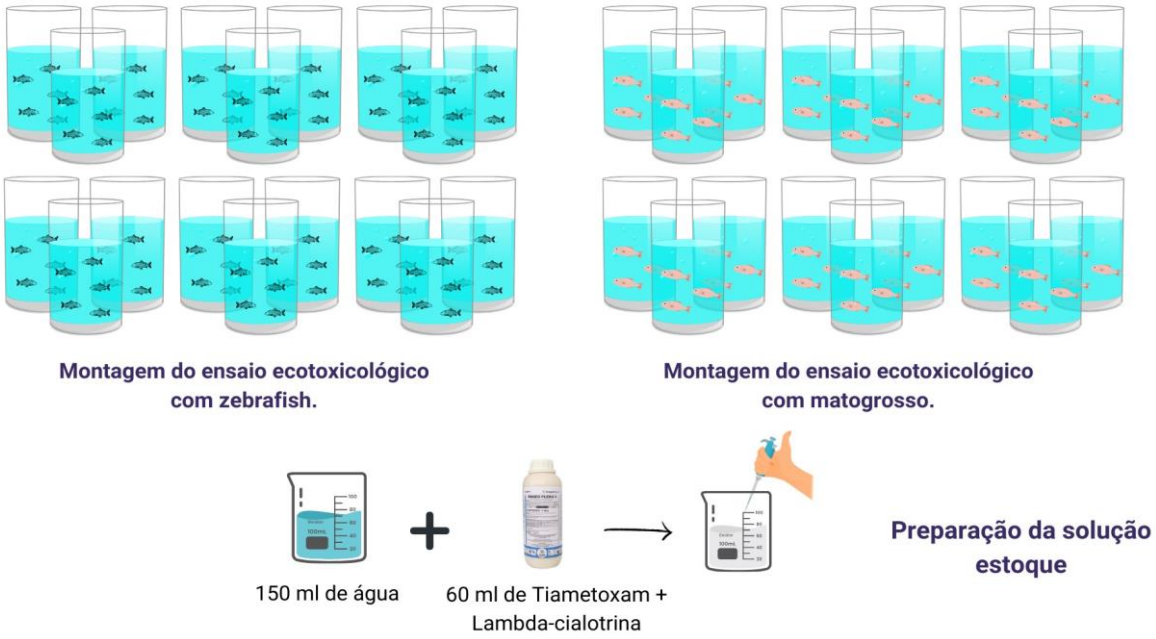
Tabela 6 - Concentrações proporcionais dos dois ativos inseticidas, presentes na formulação comercial, utilizadas no ensino de toxicidade *(Hyphessobrycon eques e Danio rerio).*

Mistura	Tiametoxam	Lambda-cialotrina
C1 – Controle	0,0000 mg L^{-1}	0,0000 mg L^{-1}
C2 – 0,0070 mg L^{-1}	0,0040 mg L^{-1}	0,0030 mg L^{-1}
C3 – 0,0100 mg L^{-1}	0,0060 mg L^{-1}	0,0040 mg L^{-1}
C4 – 0,0175 mg L^{-1}	0,0100 mg L^{-1}	0,0075 mg L^{-1}
C5 – 0,0306 mg L^{-1}	0,0175 mg L^{-1}	0,0131 mg L^{-1}
C6 – 0,0535 mg L^{-1}	0,0305 mg L^{-1}	0,0230 mg L^{-1}

Fonte: Próprio autor.

O ensaio com o *D. rerio* foi realizado com três réplicas por concentração e cinco organismos por réplica, com um peso de 1,37 g ± 0,35. O estudo com *H. eques* foi conduzido em triplicata para cada concentração, cada réplica contendo 3 organismos com peso médio de 2,63 g ± 0,31. Com o propósito de diluir as concentrações de inseticidas previamente determinadas, procedeu-se à preparação de uma solução estoque composta por 150 ml de água desclorada e 60 ml da mistura de inseticidas (Figura 18).

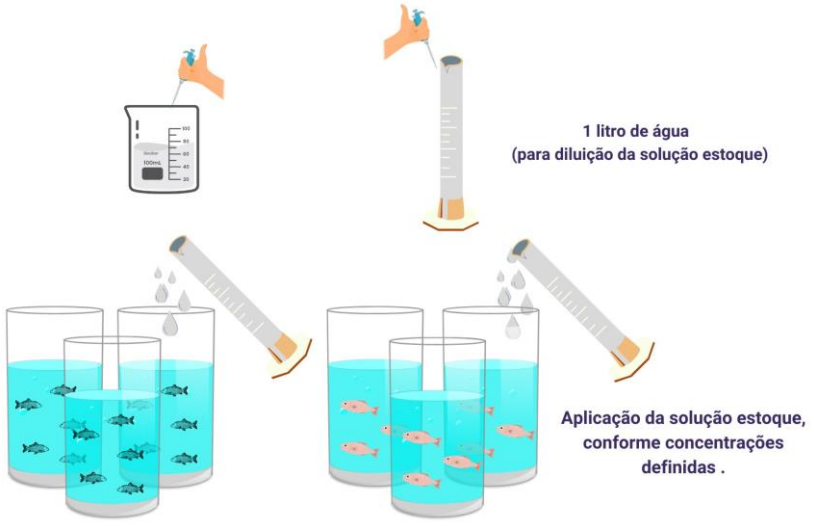
Figura 18 - Realização do ensaio definitivo para os peixes paulistinha e mato-grosso e preparação da solução estoque.



Fonte: Próprio autor.

Cada recipiente recebeu 3L de água, sendo que a diluição da solução estoque ocorreu em apenas 1L de água desclorada (água descansada por ± 24) (Figura 19). Essa abordagem permite o controle preciso da concentração do inseticida nos ensaios, garantindo que os resultados sejam comparáveis e relevantes para a avaliação dos efeitos da substância nos organismos-alvo.

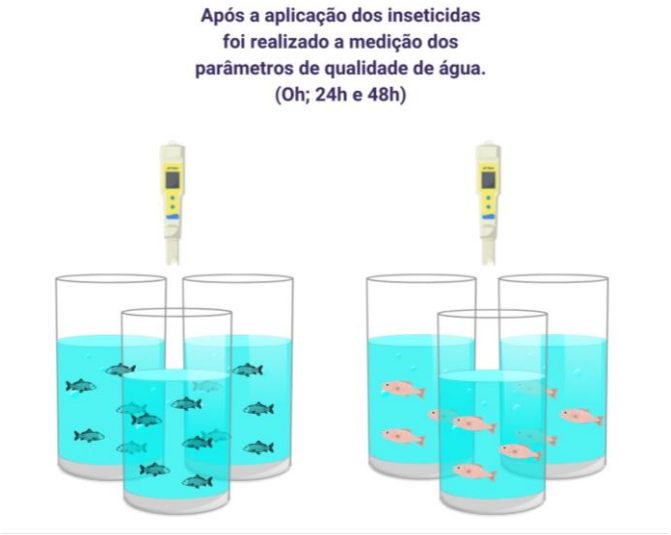
Figura 19 - Aplicação da solução estoque nos ensaios com peixes.



Fonte: Próprio autor.

O experimento foi conduzido em um sistema estático, com uma duração de 48h, os animais foram privados de alimentação durante o período de exposição. Ao longo da realização do experimento, as variáveis relacionadas à qualidade da água (pH, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica) foram monitoradas nos intervalos de 0, 24 e 48 h subsequentes à exposição ao inseticida (Figura 20). Essas medições foram realizadas utilizando um medidor de pH (Modelo Ak90), um medidor de oxigênio (Modelo DO Eco) e um condutivímetro (Modelo Ak51). Os quais apresentaram valores referentes a temperatura (ABNT, 2022).

Figura 20- Medição das variáveis de qualidade de água no ensaio com peixes.



Fonte: Próprio autor.

4.5. CÁLCULO DAS CONCENTRAÇÕES AMBIENTAIS ESTIMADAS (CAE)

Para a realização do cálculo da Concentração Ambiental Estimada (CAE), foram empregados cenários de contaminação adaptados do método proposto por Kokta e Rothert (1992). Esses cenários pressupõem uma distribuição homogênea de uma substância em dois corpos d'água teóricos, cada um com área superficial de 1 hectare (10.000 m^2). As profundidades desses corpos d'água são de 0,3 m e 2,0 m, respectivamente. A densidade média da água foi estipulada em 1,0 g/cm^3.

Os inseticidas foram aplicados nos corpos d'água em proporções variadas, abrangendo 100, 50, 25, 12,5, 6,25 e 3,12% das doses mínima e máxima recomendadas. Três cenários de aplicação foram delineados: o primeiro cenário envolveu a aplicação da dose máxima recomendada para a cultura da cana-de-

açúcar, estabelecida em 2 Lha^{-1} (considerando apenas uma aplicação do produto a ser utilizado); o segundo cenário, também relacionado à cultura da cana-de-açúcar, pressupôs duas aplicações do produto, totalizando 4 Lha^{-1}; o último cenário empregou a dose mínima recomendada de 75 $mLha^{-1}$, indicada para o cultivo de batata, conforme especificado na bula do produto comercial.

Dados de ensaios ecotoxicológicos e concentrações ambientais estimadas (CAE) das substâncias estudadas são informações necessárias para realizar a avaliação do risco ambiental. O Quociente de Risco (QR), é realizado com a divisão das concentrações ambientais estimadas (CAE) pelos valores resultantes dos ensaios de ecotoxicidade (QR = exposição/toxicidade) (Goktepe; Portier; Ahmedna, 2004). O Q, sendo uma medida adimensional, resulta da anulação das unidades dos parâmetros envolvidos durante o processo de cálculo da divisão.

A avaliação ambiental resulta na categorização do produto em termos de alto, médio ou baixo risco ambiental (Tabela 7).

Tabela 7 - Classes de risco de intoxicação ambiental.

Quociente de risco	Classes de risco
RQ > 0,5	Alto risco
0,05 < RQ < 0,5	Médio risco
RQ < 0,05	Baixo risco

Fonte: Goktepe, Portier; Ahmedna (2004)

4.6 CÁLCULO DA CONCENTRAÇÃO LETAL E EFETIVA 50% (CL50;48h E CE50;48h) E CLASSIFICAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA

Os valores de CE50;48h, CL50;7d e CL50; 48h foram calculados por meio do software *Trimmed Spearman Karber* (Hamilton *et al*., 1977). Com base nos resultados obtidos para os organismos aquáticos não alvos, a classificação do potencial tóxico do inseticida foi realizada de acordo com as classes de toxicidade aguda estabelecidas pela USEPA (United States Environmental Protection Agency - USEPA, 2017), conforme apresentada na Tabela 8.

Tabela 8 - Classificação ecotoxicológica de concentração letal 50% para organismos bioindicadores.

CE/CL 50% (mg L^{-1})	**CATEGORIAS**
< 0,1	Extremamente tóxico
0,1- 1,0	Muito tóxico
>1,0 - 10,0	Moderadamente tóxico
>10,0 - 100,0	Pouco tóxico
> 100,0	Praticamente não-tóxico

Fonte: USEPA (2017).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ECOTOXICIDADE AGUDA PARA AS PLANTAS AQUÁTICAS E ORGANISMOS INVERTEBRADOS

No ensaio de sensibilidade realizado com *L. minor*, a CL50;7d do NaCl foi de0,50 mg L^{-1}, com um intervalo de confiança de 95,0% variando entre 0,44 mg L^{-1} (Limite inferior - LI) e 0,57 mg L^{-1} (Limite superior - LS). Para *A. caroliniana*, a CL50; 7d do NaCl foi calculada como 3,16 mg L^{-1}, com um intervalo de confiança de 95,0% entre 2,34 mg L^{-1}e 4,26 mg L^{-1}. Estes resultados foram verificados com base na carta controle do Laboratório de Ecotoxicologia e Eficácia dos Agrotóxicos - LEEA.

Na avaliação da ecotoxicidade aguda, a CL50;7d do tiametoxam + lambda-cialotrina foi de 227,63 e 95,21 mg L^{-1} para as plantas aquáticas *L. minor* e *A. caroliniana*, respectivamente (Tabela 9). A mistura do inseticida foi classificada como praticamente não tóxica para a *L minor* e pouco tóxica para a *A. caroliniana,* de conforme a classificação da USEPA (2017).

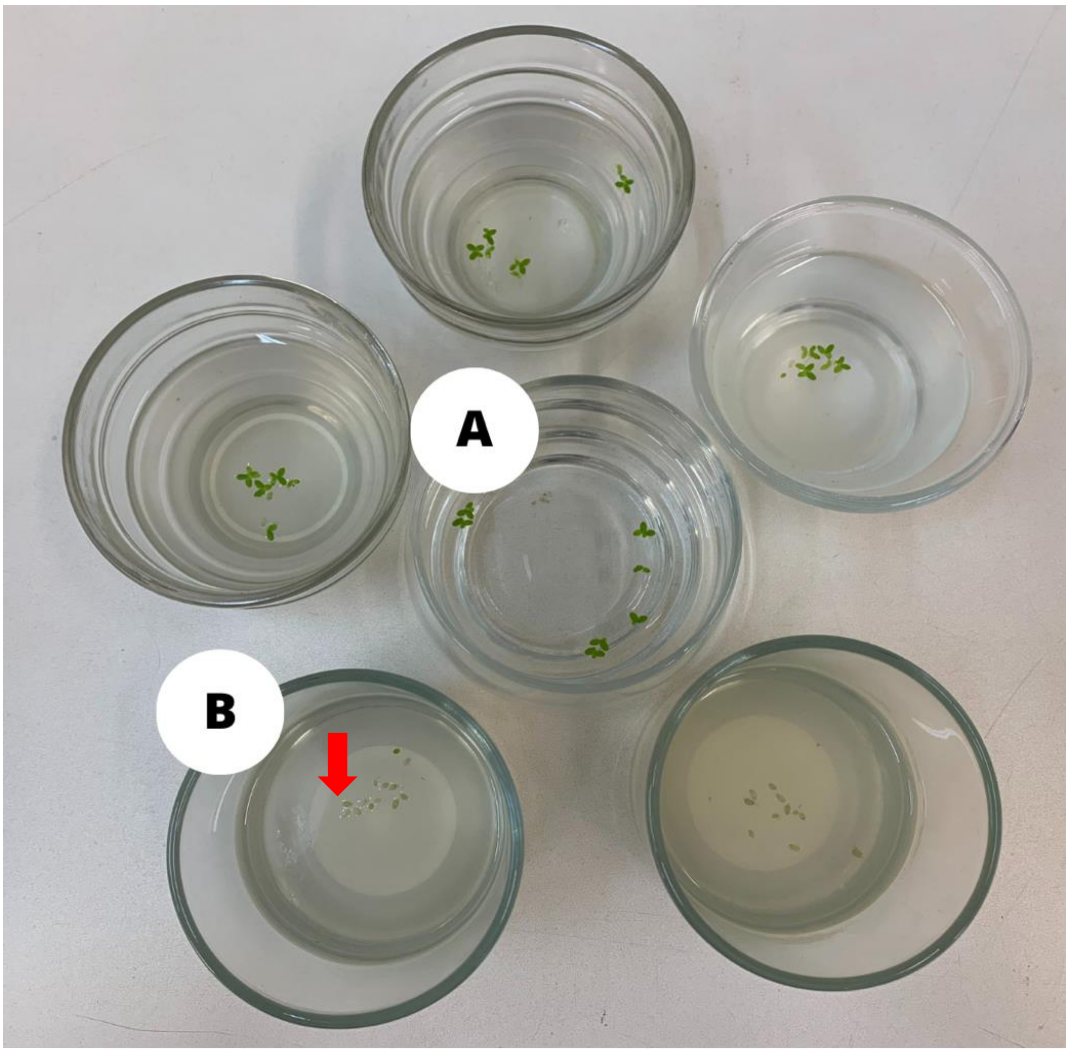
Tabela 9 - Concentração letal (CL50;7d) da mistura dos inseticidas para plantas aquáticas.

Plantas aquáticas	Limite inferior (mg L^{-1})	CL50;7d (mg L^{-1})	Limite superior (mg L^{-1})	Equação linear	R^2
L. minor	205,33	227,63	252,33	y= 8,42x - 22,15	0,82
A. caroliniana	79,53	95,21	113,99	y= 7x - 8,6	0,99

Fonte: Próprio autor.

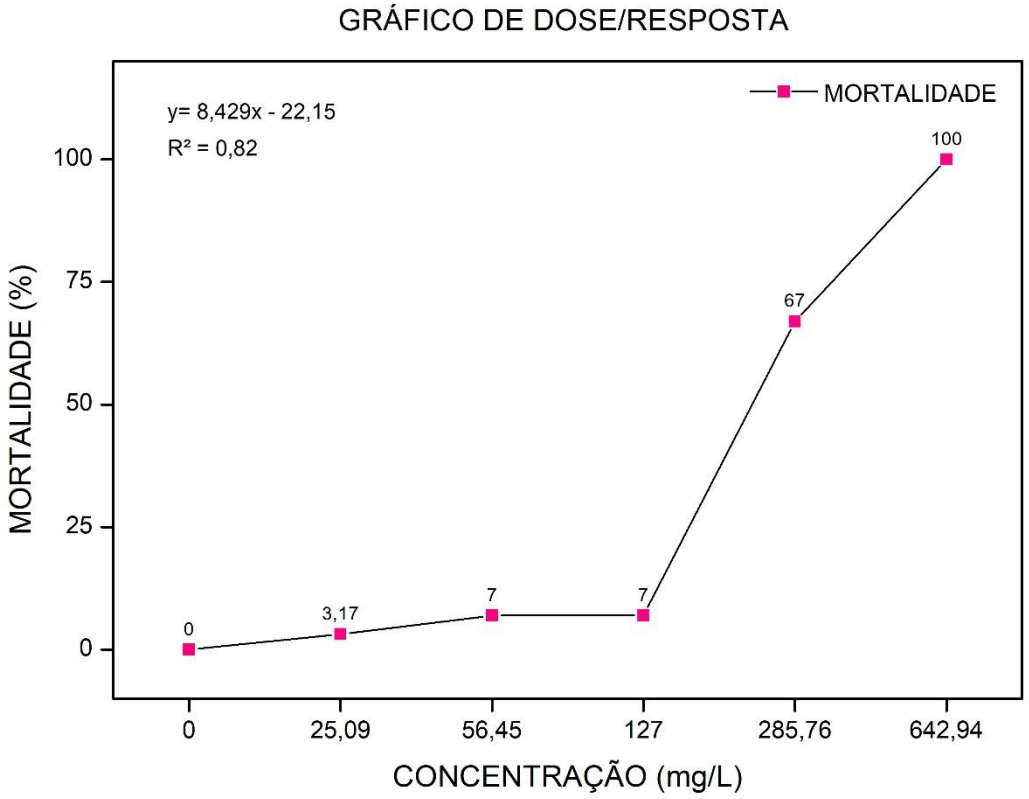
Na avaliação de efeitos de ecotoxicidade, foi observado que na concentração de 25,09 mg L^{-1} as plantas *L. minor* apresentaram 3% de frondes com necrose. Em 56,45 e 127 mg. L^{-1} ocorreu 7% de necrose nas frondes no sétimo dia de avaliação. Em 285,76 mg L^{-1} o resultado de frondes necróticas foi de 67%. Na concentração de 642,94 mg L^{-1} ocorreu a mortalidade em 100% das plantas (Figura 21). A representação dos sinais de intoxicação nas macrófitas pode ser observada na Figura 22.

Figura 21 - Resultado da realização dos ensaios de toxicidade aguda com a planta aquática *L. minor*. A) Controle em bom aspecto sanitário. B) Recipiente contendo a maior concentração da mistura dos inseticidas (642,94 mg L^{-1}), seta vermelha indicando plantas apresentando necrose.



Fonte: Próprio autor.

Figura 22 – Gráfico de dose/resposta da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para macrófita *L.minor.*

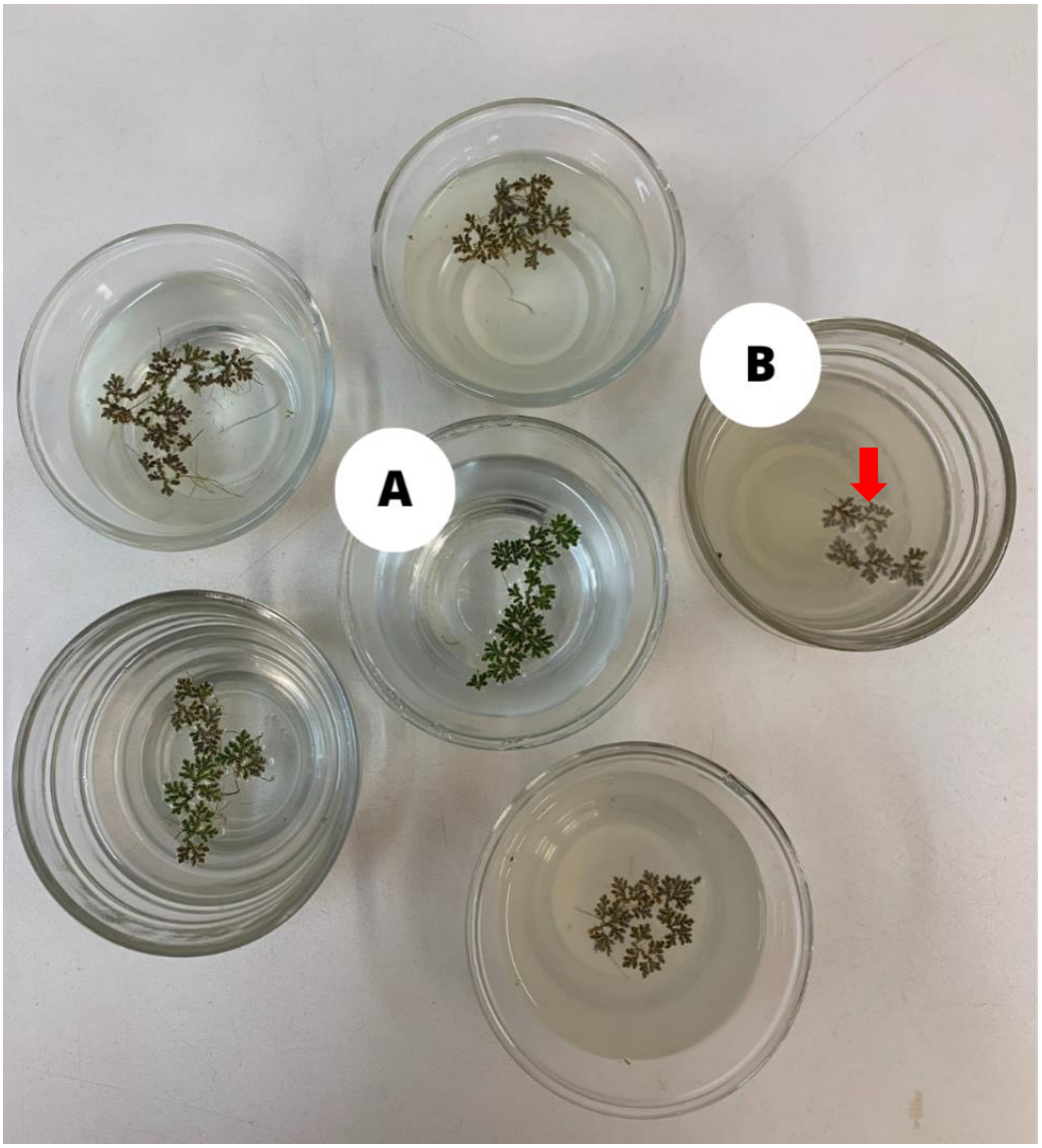


Fonte: Próprio autor.

Ao abordarmos a relação dose-resposta para os organismos, referimo-nos à proporção de uma comunidade que foi submetida, durante um período específico, a diferentes quantidades de uma substância. A reação pode variar devido ao metabolismo singular de cada organismo. O gráfico destaca a menor quantidade, indicando ausência de efeito; subsequentemente, à medida que a dose aumenta, os efeitos intensificam-se, passando por efeitos leves, moderados, graves até atingir um efeito letal (morte) (Sprada, 2018).

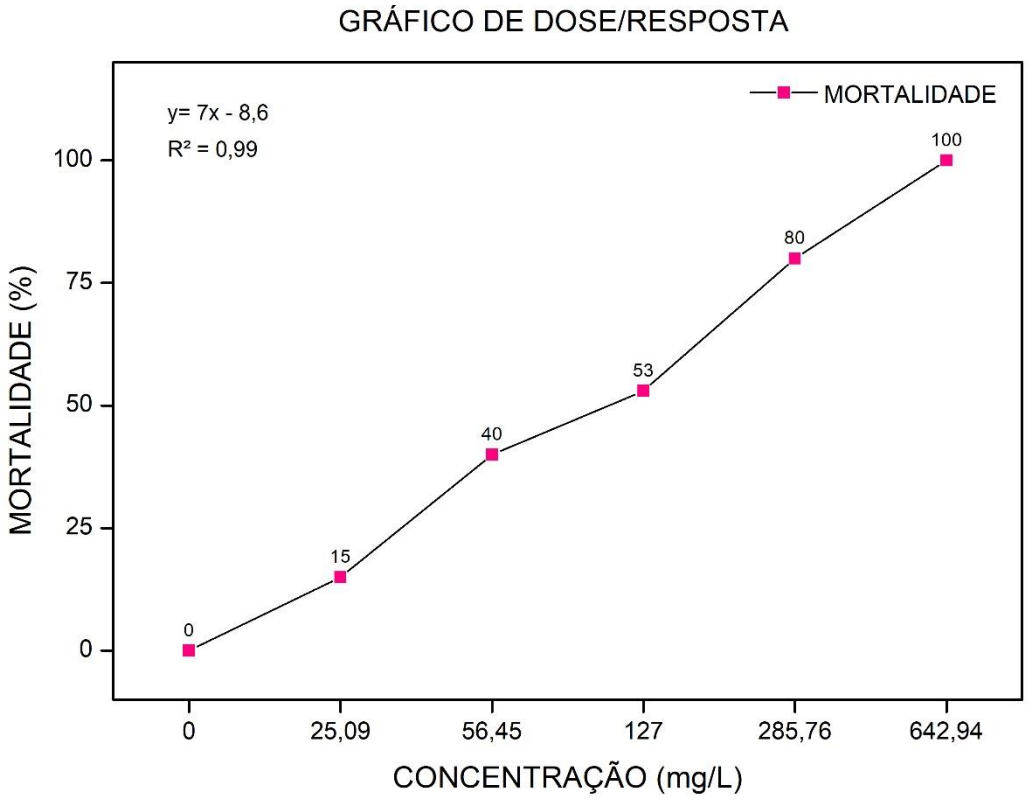
A planta *A. caroliniana* apresentou 15% de clorose foliar na concentração de 25,09 mg. L^{-1}. Na última avaliação, a concentração de 56,45 mg. L^{-1} obteve média de 40% clorose e necrose nas amostras. Em 127 mg. L^{-1}, aproximadamente 53% dos exemplares apresentaram clorose e necrose. Na concentração de 285,76 mg.L^{-1}, a média de folhas com clorose e necrose atingiu 80%. Na última concentração testada, de 642,94 mg.L^{-1}, todos os exemplares foram fatalmente afetados, resultando em 100% de mortalidade devido à toxicidade do composto (Figuras 23 e 24).

Figura 23 - Resultado da realização dos ensaios de toxicidade aguda com a macrófita *A. caroliniana*. A) Controle em bom aspecto sanitário. B) Recipiente contendo a maior concentração da mistura dos inseticidas (642,94 mg $L^{-1)}$, seta vermelha indicando plantas apresentando necrose.



Fonte: Próprio autor.

Figura 24 - Gráfico de dose/resposta da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para a macrófita *A.caroliniana.*



Fonte: Próprio autor.

A mistura de tiametoxam + lambda-cialotrina é mais tóxica para *L. minor* (CL50;7d de 227,63 mg. L^{-1}) quando comparada ao neonicotinóide imidacloprid, uma vez que sua concentração efetiva é significativamente menor. De acordo com valor obtido por Américo-Pinheiro (2015), o imidacloprid apresentou uma CL50;7d de 348,36 mg. L^{-1}, sendo classificado como praticamente não tóxico. Apesar de pertencerem a mesma classe, o tiametoxam + lambda-cialotrina é mais tóxico para *L. minor* em relação ao neonicotinóide imidacloprid, pois a quantidade exigida para produzir o efeito é inferior.

Conforme Carraschi-Oliveira (2014), a exposição da macrófita *L. minor* ao tiametoxam resultou em uma CL50;7d > 100,00 mg. L^{-1}, classificando-o como praticamente não tóxico. No entanto, quando o tiametoxam foi combinado com lambda-cialotrina, formando uma mistura, a CL50;7d foi de 225,63 mg. L^{-1}. Nesse caso, os inseticidas demonstraram ser menos tóxicos do que o tiametoxam isolado, indicando um efeito antagonístico.

Em comparação com o uso da mistura dos inseticidas tiametoxam + lambda-cialotrina, o fipronil, também classificado como inseticida, é menos tóxico para a planta aquática, pois apresentou CL50;7d de 7.855,41mg L^{-1} (Ignácio, 2014).

Devido ao seu mecanismo de ação, os inseticidas possuem como principal objetivo o combate a insetos, agindo diretamente no seu sistema nervoso central, sendo assim, as macrófitas são tolerantes ao uso dessas substâncias (Marques *et al* 2021).

Os resultados revelam que a CE50;48h do KCL para o caramujo foi de 1,76 mg L^{-1}, com um intervalo de confiança de 95%, LI de 1,40 mg L^{-1}e LS de 2,21 mg L^{-1}. Já para o camarão, após 48 horas de exposição ao KCl, a CL50;48H foi de 0,21 mg L^{-1}, com um intervalo de confiança de 95%, LS de 0,24 mg L^{-1} e LI 0,18 mg L^{-1}. Esses resultados foram comparados com a carta controle do laboratório.

Quanto ao tiametoxam + lambda-cialotrina, a CE50;48h para o caramujo (*P. canaliculata)* foi de 6,18 mg L^{-1}, enquanto a CL50;48h estimada para o camarão M. acanthurus foi de 0,01 mg L^{-1}. Com base na classificação da USEPA (2017), esses inseticidas foram classificados como moderadamente e extremamente tóxicos, respectivamente. Os dados detalhados, como limite superior, limite inferior e equação linear, podem ser vistos na Tabela 10.

Tabela 10 - Concentração efetiva e letal (CE50;48h e CL50;48h) de inseticidas para organismos invertebrados.

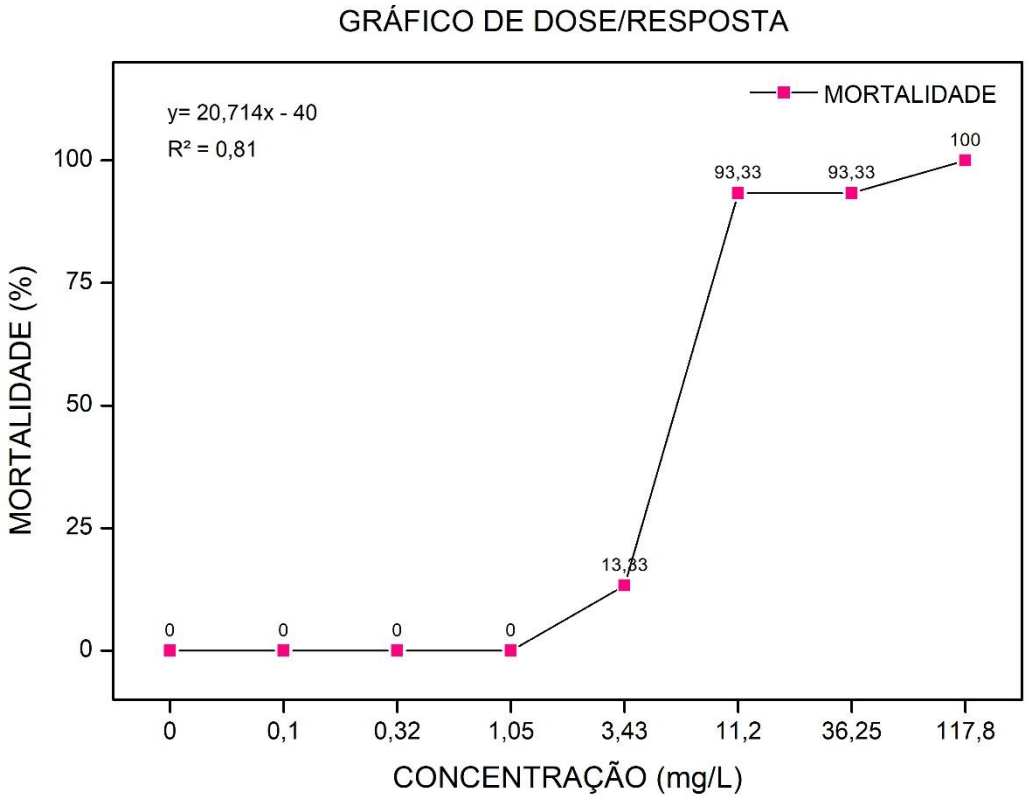
Organismo	**Limite inferior (mg L^{-1})**	**CE50;48h (mg L^{-1})**	**Limite superior (mg L^{-1})**	**Equação linear**	**R^2**
Caramujo (*P. canaliculata*)	4,59	6,18	8,33	y= 20,71x – 40	0,81
Organismo	**Limite inferior (mg L^{-1})**	**CL50;48h (mg L^{-1})**	**Limite superior (mg L^{-1})**	**Equação linear**	**R^2**
Camarão *Macrobrachium acanthurus*	0,01	0,01	0,02	y= 34,44x – 22,22	0,87

Fonte: Próprio autor.

Durante o período de exposição de 24 h dos caramujos às concentrações 11,15 mg L^{-1} e 36,25 mg L^{-1}, ocorreu uma taxa de mortalidade de 20% e 46,7%, respectivamente, enquanto na concentração de 117,8 mg L^{-1}, a mortalidade foi de 46,7%. Após 48 h de exposição ao inseticida, a taxa de mortalidade do *P. canaliculata* foi de 13,33% na concentração de 3,43 mg L^{-1}, e atingiu 93,33% de morte nas

concentrações de 11,15 mg L^{-1} e 36,25 mg L^{-1}. Na concentração de 117,8 mg L^{-1}, houve a morte de 100% dos organismos. Os detalhes sobre essas taxas de mortalidade por concentração podem ser visualizados na Figura 25.

Figura 25 - Gráfico de dose/resposta da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para o *P.canaliculata*.



Fonte: Próprio autor.

Durante a realização dos ensaios ecotoxicológicos foram mensuradas as variáveis de qualidade de água, as médias podem ser observadas na Tabela 11.

Tabela 11 - Média e desvio padrão das variáveis de qualidade de água no ensaio com o molusco *P. canaliculata.*

Período (48h)	pH	Cond. Elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	Temperatura (°C)	O.D ($mg\ L^{-1}$)
0h	6,6 ± 0,17	231 ± 6,80	25,1 ± 0,22	2,7 ± 0,24
24h	6,7 ± 0,06	232 ± 9,56	24,7 ± 0,08	2,2 ± 0,06
48h	6,8 ± 0,22	220 ± 13,50	25,2 ± 0,12	2,0 ± 0,12

Fonte: Próprio autor.

Com base na análise das variáveis de qualidade de água e na média dos valores obtidos, foi constatado que não houve uma grande variação nos resultados. Apenas o parâmetro de condutividade elétrica que apresentou uma maior variação e desvio padrão. Isso sugere que os inseticidas não causam um impacto significativo na qualidade da água.

Segundo os ensaios conduzidos por Américo-Pinheiro (2015), o imidacloprid, um inseticida neonicotinóide, demonstrou ser menos tóxico para *P. canaliculata* em comparação ao tiametoxam. A concentração efetiva (CE50;48h) do imidacloprid foi de 301,0 mg. L^{-1}

O uso da mistura do tiametoxam com a lambda-cialotrina se mostrou mais tóxica do que o uso individual da lambda-cialotrina, resultando em um efeito sinergistico, e menos tóxico do que a deltametrina. Ambos os inseticidas pertencentes a classe dos piretróides (Leonel, *et al* 2016). A lambda-cialotrina apresentou baixa toxicidade para o organismo, com uma CE50;48h superior a 118,00 mg. L^{-1}, enquanto a deltametrina demonstrou uma CE50;48h de 0,45 mg. L^{-1}, classificada como altamente tóxica para o organismo *P. canaliculata*.

A combinação dos inseticidas tiametoxam + lambda-cialotrina demonstrou maior toxicidade em comparação com outros tipos de agrotóxicos, como os herbicidas (hexazinona + diuron), os quais apresentaram baixa toxicidade ao caramujo *P. canaliculata* (CE50;48h maior que 100,0 mg. L^{-1}) (Ikefuti *et al*, 2022).

Assim, conforme os resultados obtidos, o *P. canaliculata* é um organismo sensível aos inseticidas estudados quando ocorre a exposição a elevadas concentrações (de 3,43 mg L^{-1} a 117,80 mg L^{-1}).

Os ensaios ecotoxicológicos do *M. acanthurus* envolveram a medição das variáveis de qualidade da água ao longo de 0, 24 e 48 h após a aplicação do inseticida. Os dados correspondentes estão disponíveis na Tabela 12.

Tabela 12 – Média e desvio padrão das variáveis de qualidade de água no ensaio com o *M. acanthurus*

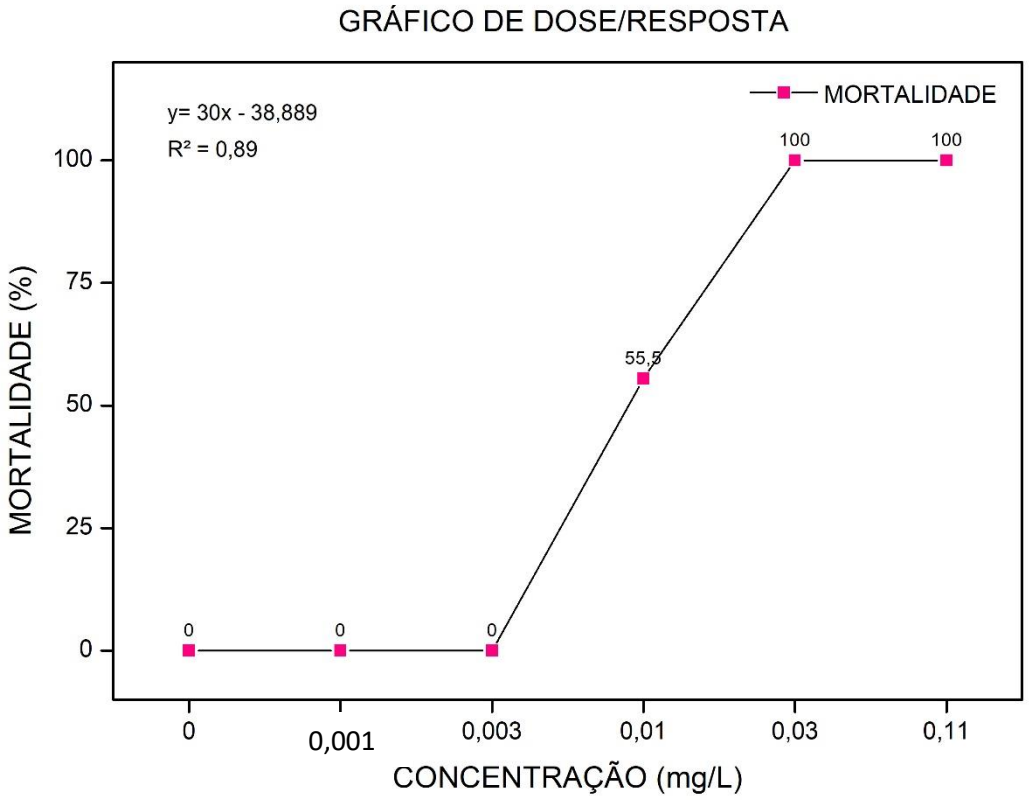
Período (48h)	pH	Cond. Elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	Temperatura (°C)	O.D (mg L^{-1})
0h	7,9 ± 0,07	230,0 ± 0,0	25,0 ± 0,36	5,7 ± 0,18
24h	8,2 ± 0,12	230,0 ± 4,33	25,1 ± 0,18	4,9 ± 0,32
48h	7,5 ± 0,08	231,7 ± 7,21	24,5 ± 0,13	4,0 ± 0,08

Fonte: Próprio autor.

Com base nos resultados adquiridos para os parâmetros mensurados (temperatura, condutividade elétrica e pH), observou-se que os valores não variaram. Entretanto, o oxigênio dissolvido foi o parâmetro que apresentou maior variação e desvio padrão. Apesar dessa variação, é importante destacar que o ensaio permaneceu em conformidade com os padrões normativos estabelecidos.

Em 0,01 mg. L^{-1} ocorreu 55,5 % de mortalidade após o período de 48 h de exposição dos animais aos inseticidas. A mortalidade de 100% dos organismos ocorreu nas concentrações de 0,03 mg. L^{-1} e 0,11 mg. L^{-1} no período de 24 h após aplicação. Tais dados podem ser analisados na Figura 26.

Figura 26 - Gráfico de dose/resposta da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para o *M. acanthurus*.



Fonte: Próprio autor.

Quando a CL50;48h é muito baixa (< 0,1 mg L^{-1}) como é o caso desse estudo, isso indica que uma quantidade relativamente pequena da substância é suficiente para causar efeitos letais em metade dos organismos testados. Nesse contexto, os resultados sugerem que o tiametoxam e a lambda-cialotrina, são extremamente tóxicos para o camarão *M. acanthurus.*

No estudo de QI *et al* (2013) a CE50;48h do inseticida guadipyr, também da classe dos neonicotinóide, para o crustáceo *Daphnia magna* foi de 13,01 mg L^{-1} após 48h de exposição ao produto. Comparando com os resultados dos inseticidas tiametoxam + lambda-cialotrina, podemos inferir que a toxicidade do guadipyr é relativamente menor do que a mistura dos inseticidas, mesmo pertencendo a mesma classe de uso e possuírem alta toxicidade, possuem efeitos diferentes.

Wang *et al* (2007) analisaram os efeitos da lambda-cialotrina, separadamente, no camarão *Macrobrachium nippoensise* e tiveram como resposta uma CL50;48h de 0,05 mg L^{-1}, classificado como muito tóxico para o organismo. Esses dados indicam a

lambda-cialotrina sozinha já é classificada como muito tóxica para o organismo, de acordo com a CL50;48h de 0,05 mg L^{-1} .Quando a mesma substância é combinada com o tiametoxam, a toxicidade aumenta significativamente, como evidenciado pela CL50;48h de 0,01 mg L^{-1}, que é cinco vezes menor do que a do pesticida isolado.

A combinação de lambda-cialotrina e tiametoxam apresenta uma toxicidade aumentada, em relação ao uso isolado da lambda-cialotrina. O que indica um efeito sinérgico, onde a ação conjunta dos dois pesticidas resulta em uma resposta mais tóxica do que o esperado dos efeitos separadamente (Petter *et al*, 2012).

Segundo Américo-Pinheiro (2015) o neonicotinóide imidacloprid obteve CE50;48h de 81,13 mg L^{-1} sendo classificado como pouco tóxico.Comparando os resultados dos dois estudos, podemos observar que a mistura de inseticidas tiametoxam + lambda-cialotrina é extremamente mais tóxica para o crustáceo *M. acanthurus* do que o neonicotinóide imidacloprid é para a o microcrustáceo *D. magna* (CE50;48h de 81,13 mg L^{-1}). A diferença nas concentrações tóxicas sugere que a combinação de inseticidas afeta o camarão de forma mais severa do que o imidacloprid afeta a *Daphnia magna*, embora ambos sejam crustáceos e tenham sido testados com neonicotinoides.

De acordo com os dados obtidos, o tiametoxam + lambda-cialotrina é menos tóxico em comparação com o inseticida clorpirifós. A CL50;48h do clorpirifós foi registrada como extremamente baixa, sendo 0,0020 mg. L^{-1}. Em contraste, a mistura de tiametoxam + lambda-cialotrina apresentou uma CL50;48h de 0,01 mg. L^{-1}, indicando uma maior concentração necessária para causar efeitos tóxicos em *M. acanthurus* (Marques *et al*, 2021).

Além disso, quando comparado aos neonicotinóides imidacloprid e tiaclopride em *Ceriodaphnia dubia*, o tiametoxam + lambda-cialotrina também demonstrou maior toxicidade. Os valores de CL50;48h para o imidaclopride e tiaclopride foram de 8,42 mg. L^{-1} e 13,71 mg. L^{-1}, respectivamente, sendo mais elevados e menos tóxicos do que a CL50;48h da mistura de tiametoxam + lambda-cialotrina para *M. acanthurus (*CL50; 48h de 0,01 mg. L^{-1}) (Raby *et al, 2*018).

Cházaro-olvera *et al* (2022) realizaram ensaios com a espécie *M. acanthurus,* utilizando o herbicida diuron. Os autores observaram que a concentração máxima de diuron (28 mg. L^{-1}) causou mortalidade de 100% dos organismos, resultando em CL50;48h de 10,23 mg. L^{-1}. Os inseticidas tiametoxam + lambda-cialotrina são mais tóxicos, pois mesmo em concentrações menores atingem o mesmo efeito letal.

É importante ressaltar que, embora os inseticidas tenham uma ação direcionada a insetos e outros organismos-alvo, eles também podem afetar espécies não alvo, como o *M. acanthurus*, quando presentes em ambientes aquáticos.

5.2 ECOTOXICIDADE AGUDA DO TIAMETOXAM + LAMBDA-CIALOTRINA PARA OS PEIXES *Hyphessonbryson eques* E *Danio rerio*.

Após um período de 48 h de exposição ao KCl, a CL50;48h foi de 1,68 mg L^{-1} para o *Hyphessobrycon eques*, com um LS de 2,14 mg L^{-1} e um LI de 1,32 mg L^{-1}. Para o *D. rerio*, a CL50;48h foi de 1,46 mg L^{-1}, e apresentou um LS de 1,86 mg L^{-1} e um LI de 1,15 mg L^{-1}. Esses resultados estão de acordo com a carta controle realizada anteriormente pelo laboratório.

A CL50;48h estimada no ensaio com a mistura dos inseticidas tiametoxam + lambda-cialotrina para os peixes *H. eques* e *D. rerio* foi de 0,2 mg L^{-1}. Os inseticidas foram classificados como muito tóxico, para os dois organismos, conforme a classificação da USEPA (2017) (Tabela 6). Dados como limite superior, limite inferior e equação linear podem ser analisados na Tabela 13.

Tabela 13 - Concentração de letal (CL50; 48h) dos inseticidas para os peixes *H. eques* e *D. rerio*.

Organismos	**Limite inferior (mg L^{-1})**	**CL50;48H (mg L^{-1})**	**Limite superior (mg L^{-1})**	**Equação linear**	**R^2**
Hyphessonbryson eques	0,1	0,2	0,2	y = 32,222x - 16,667	0,86
Danio rerio	0,1	0,2	0,2	y= 33,222x – 20	0,88

Fonte: Próprio autor.

As variáveis de qualidade de água foram avaliadas nos intervalos de 0, 24 e 48 h após a aplicação do inseticida, conforme especificado pela norma ABNT NBR 15088 (ABNT, 2022) (Tabelas 14 e 15).

Tabela 14 - Os valores médios e os desvios padrão das variáveis de qualidade da água foram calculados para o *H. eques*.

Período (48h)	pH	Cond. Elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	Temperatura (°C)	O.D ($mg\ L^{-1}$)
0h	7,9 ± 0,45	250,0 ± 5,70	24,8 ± 0,23	4,7 ± 0,22
24h	7,5 ± 0,11	250,0 ± 7,48	24,9 ± 0,12	4,4 ± 0,12
48h	7,7 ± 1,57	260,0 ± 4,90	24,6 ± 0,10	4,6 ± 0,17

Fonte: Próprio autor.

Tabela 15 - Os valores médios e os desvios padrão das variáveis de qualidade da água foram calculados para o *D. rerio.*

Período (48h)	pH	Cond. Elétrica ($\mu S.cm^{-1}$)	Temperatura (°C)	O.D ($mg\ L^{-1}$)
0h	8,8 ± 0,31	240,0 ± 0,00	23,7 ± 0,11	6,6 ± 0,32
24h	8,6 ± 0,20	250,0 ± 4,90	23,7 ± 0,07	7,1 ± 0,38
48h	8,5 ± 0,12	250,0 ± 6,32	22,7 ± 0,17	5,8 ± 0,17

Fonte: Próprio autor.

Os resultados, para as duas espécies, demonstraram que os valores não apresentaram variações, com exceção da condutividade elétrica, que registrou a maior variação e desvio padrão. Sendo que para o *H. eques* o valor estava 250,0 ± 7,48 $\mu S.cm^{-1}$ em 24 h e 260,0 ± 4,90 $\mu S.cm^{-1}$ em 48 h. Para o *D. rerio,* foram mensurados os seguintes valores 250,0 ± 4,90 $\mu S.cm^{-1}$ em 24 h e 250,0 ± 6,32 $\mu S.cm^{-1}$ em 48 h.

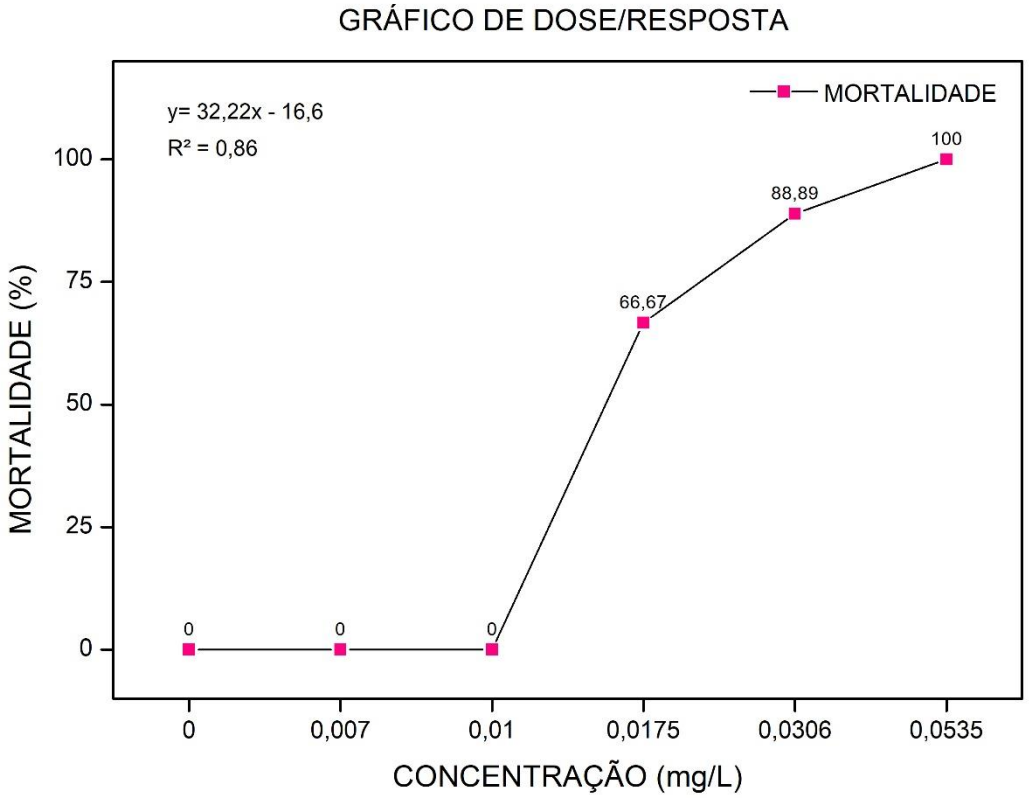
O oxigênio dissolvido também sofreu variação no ensaio com *D. rerio*, e a variação de valores deste parâmetro pode ter sido influenciada pela ação dos inseticidas e pelo consumo de oxigênio pelos organismos presentes no ambiente. A diminuição dos valores indica um impacto à sobrevivência dos organismos expostos. Apesar disso, é importante ressaltar que o ensaio se manteve em conformidade com os padrões normativos estabelecidos e não ocorreu mortalidade dos organismos do controle.

Os organismos tiveram reações e respostas semelhantes à exposição mistura dos inseticidas. A observação de comportamento de mortalidade semelhante em diferentes espécies pode ser explicada pela proximidade nas características ecológicas (como fisiologia, hábitos alimentares, ciclo de vida e habitat) das duas espécies.

Durante a avaliação do organismo *H. eques* verificou-se que em 0,0175 mg. L^{-1} não apresentou mortalidade durante a primeira avaliação (24 h), porém os organismos já apresentavam sinais de letargia. Após 48 h de exposição houve a morte de 60% dos animais.

Na concentração de 0,0306 mg. L^{-1} ocorreu a mortalidade de 55% em 24 h, os exemplares que sobreviveram a exposição dos inseticidas durante esse período apresentaram natação errática e letargia. Na avaliação final, 48 h após a aplicação dos inseticidas, ocorreu a mortalidade de 86% dos exemplares. Em 0,0535 mg. L^{-1} ocorreu a 100% de mortalidade dos organismos em 24 h (Figura 27).

Figura 27 - Análise da mortalidade por concentração do *H.eques*.

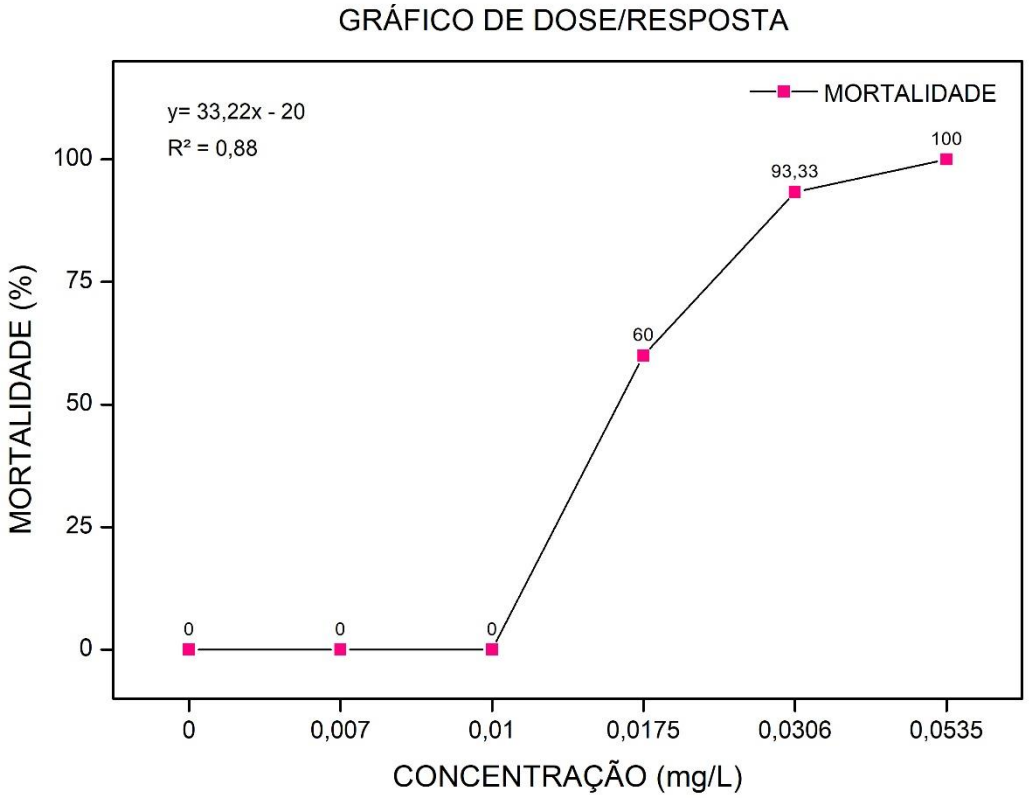


Fonte: Próprio autor.

Para o paulistinha (*D. rerio*), a concentração de 0,0175 mg/L resultou em 33% de mortalidade na primeira avaliação (24 h). Após 48 h ocorreu a morte de 60% dos organismos. Na concentração de 0,0306 mg/L, observou-se a mortalidade de 60% dos organismos após 24 h de exposição.

Na avaliação final, 48 h após a aplicação dos inseticidas, a mortalidade atingiu 93% dos exemplares. Os organismos sobreviventes nas concentrações de 0,0175 mg/L e 0,0306 mg/L, ao longo de 24 e 48 horas, exibiram comportamento de natação errática e letargia. Na concentração de 0,0535 mg/L, ocorreu a mortalidade de 100% dos organismos no período de 24 horas (Figura 28).

Figura 28 - Gráfico de dose/resposta da mistura dos inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina para *o D.rerio*.



Fonte: Próprio autor.

Os inseticidas tiametoxam + lambda-cialotrina se mostraram menos tóxicos que a lambda-cialotrina, testada separadamente para *D.rerio* pois a mesma apresentou uma CL50; 48h de 0,00391 mg. L^{-1} (Wang *et al*, 2007). Conforme o estudo de Wang *et al*. (2017), a lambda-cialotrina é mais tóxica para o paulisitinha em comparação com a mistura de inseticidas testada. A concentração letal para 50% dos organismos (CL50; 48h) da lambda-cialotrina foi de 0,005 mg. L^{-1}. Nesses casos, os resultados sugerem que a combinação de tiametoxam + lambda-cialotrina pode estar

atenuando o efeito tóxico observado com o uso isolado da lambda-cialotrina, demonstrando um possível efeito antagonístico entre os inseticidas.

Quando comparado com o herbicida atrazina, o tiametoxam e lambda-cialotrina demonstraram uma toxicidade maior. Enquanto CL50; 48h da atrazina foi de 10,1 mg. L^{-1} (Wang *et al*., 2017), mistura de tiametoxam + lambda-cialotrina apresentou uma maior letalidade em relação a esses organismos. A diferença observada pode ser explicada pelos modos de ação distintos nos organismos expostos, uma vez que inseticidas e herbicidas são compostos químicos com alvos e mecanismos de ação diferentes.

Além disso, em estudos com o zebrafish e *H. eques*, a mistura dos inseticidas foi menos tóxica em comparação com a lambda-cialotrina aplicada isoladamente para a espécie de peixe *P. reticulata*. A CL50; 48h para *Poecilia reticulata* é de 0,0833 mg. L^{-1} (Salako *et al*., 2020).

O tiametoxam isoladamente apresentou uma CL50; 48h de 54,67 mg. L^{-1} em peixes-zebra juvenis (*D. rerio*) conforme abordado por Yang *et al*. (2020), indicando que, quando usado de forma isolada, o tiametoxam é menos tóxico do que a mistura de inseticidas testada (CL50; 48h de 0,2 mg. L^{-1}). A mistura dos inseticidas pode estar potencializando o efeito tóxico observado com o uso isolado do tiametoxam, indicando a existência de um possível efeito sinérgico entre os inseticidas.

Além disso, quando comparado com outros peixes, a mistura de inseticidas também demonstrou maior toxicidade. Por exemplo, o tiametoxam testado isoladamente apresentou uma CL50; 48h de 3,80 mg. L^{-1} para o peixe *Trichogaster fasciata* (Hasan *et al*., 2022), enquanto o inseticida clorpirifós teve uma CL50; 48h de 1,65 mg. L^{-1} para o peixe *H. eques* (Marques *et al*., 2021).

Isso indica que o tiametoxam + lambda-cialotrina é mais tóxico para essas espécies de peixes em comparação com os compostos testados individualmente.

5.3 AVALIAÇÃO DE RISCO DE INTOXICAÇÃO AMBIENTAL

A avaliação do risco de intoxicação ambiental foi realizada por meio de cenários de contaminação. No primeiro cenário proposto (maior dose para cana-de-açúcar) os valores do quociente de risco foram calculados. Seguindo a classificação estabelecida por Goktepe, Portier e Ahmedna (2004), a combinação de inseticidas tiametoxam + lambda-cialotrina é classificada com risco ambiental baixo para as macróftias *L. minor*, *A. caroliniana* e para o caramujo *P. canaliculata*. Isso é válido mesmo se 100% da dose máxima recomendada dos inseticidas atingir um corpo d'água de 1 hectare, com profundidades variando entre 0,3 m e 2,0 m.

Considerando o primeiro cenário de contaminação, a combinação de inseticidas representa um médio risco de intoxicação ambiental para *M. acanthurus,* mesmo quando apenas 3,12% de sua dose máxima recomendada alcança um corpo d'água de 1 hectare com uma profundidade de 0,3 m. Essa classificação muda para alto risco de intoxicação quando a proporção de aplicação é de 6,25%.

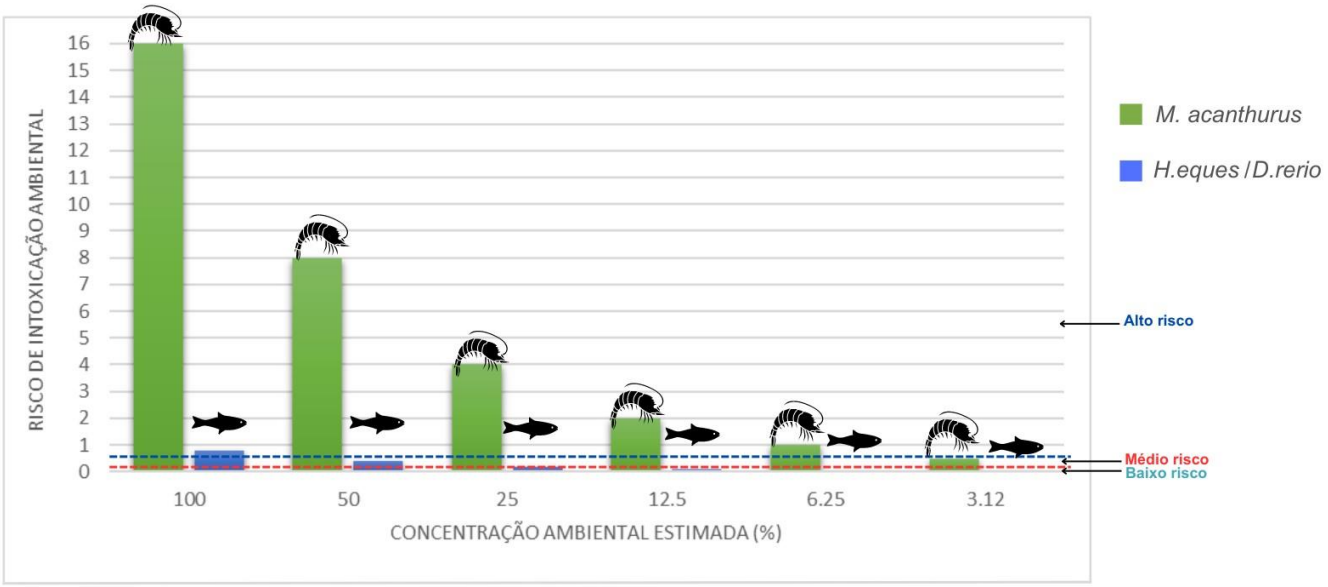
Em relação aos peixes *H. eques* e *D. rerio*, os inseticidas recebem uma classificação de alto risco de intoxicação ambiental quando 100% da sua dose máxima recomendada atinge o ambiente aquático em questão, a partir de 6,25% de aplicação da dose, a classificação é de risco médio. A classificação de baixo risco ambiental é observada somente em proporções de aplicação de 3,12%, conforme detalhado na Tabela 16 e na Figura 29.

Tabela 16 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando a maior dose recomendada para cana de açúcar (2 L/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 0,3 m de profundidade.

Profundidade de 0,3 m		Organismo l QR				
Diluição da CAE	**CAE**	***Lemna***	***Azolla***	**Caramujo**	**Camarão**	**Peixes**
100%	**0,1600**	0,0007	0,0017	0,0259	16,0000	0,8000
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Alto risco**
50%	**0,0800**	0,0004	0,0008	0,0129	8,0000	0,4000
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
25%	**0,0400**	0,0002	0,0004	0,0065	4,0000	0,2000
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
12,50%	**0,0200**	0,0001	0,0002	0,0032	2,0000	0,1000
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
6,25%	**0,0100**	0,00004	0,0001	0,0016	1,0000	0,0500
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
3,12%	**0,0050**	0,00002	0,0001	0,0008	0,4992	0,0250
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Médio risco**	**Baixo risco**

Fonte: Próprio autor.

Figura 29 - Gráfico do risco de intoxicação ambiental e concentração ambiental estimada, considerando a maior dose recomendada para cana de açúcar (2 Lha^{-1}) em um corpo de água de 1 ha e com 0,3 m de profundidade



Fonte: Próprio autor.

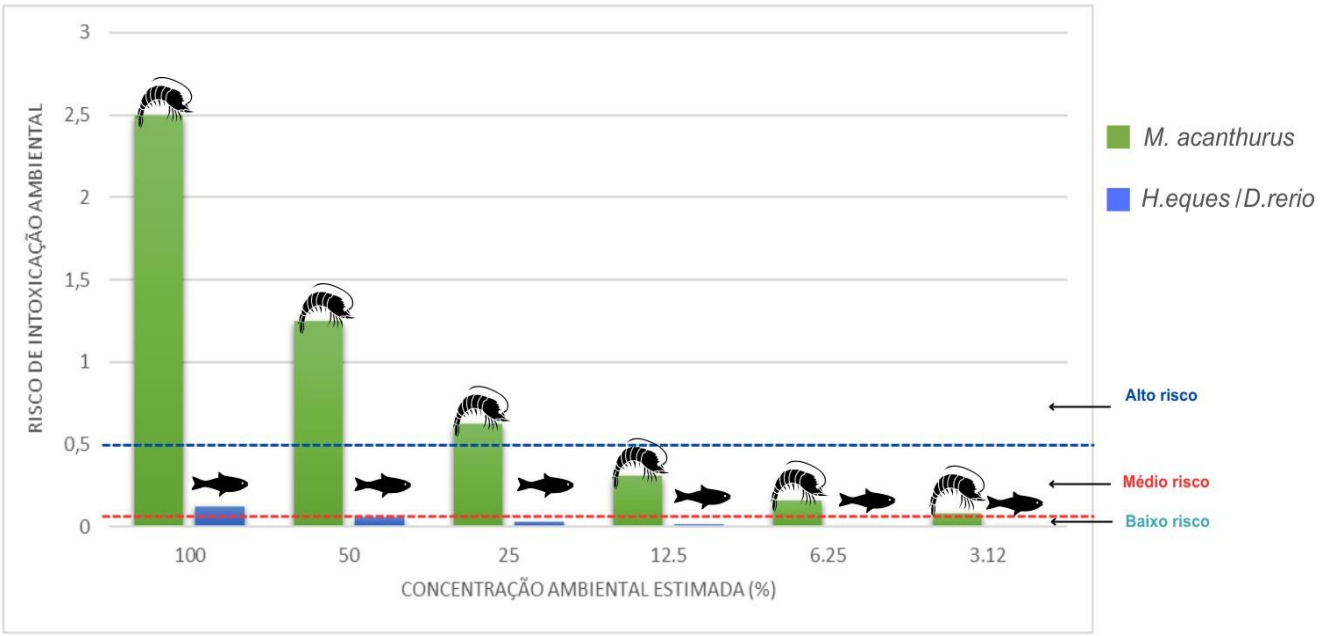
Para corpos d'água com 2 m de profundidade, a mistura é categorizada como de risco moderado a partir de 3,12% da dose e como de alto risco a partir de 25% da dose máxima recomendada para *M.acanthurus*. No caso dos peixes *H.eques* e *D.rerio*, a exposição a 25% da dose máxima é considerada de baixo risco, porém, quando a dose aumenta para 50% e 100%, a classificação muda para risco médio ambiental, conforme indicado na Tabela 17 e na Figura 30.

Tabela 17 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando a maior dose recomendada para cana de açúcar (2 L/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 2,0 m de profundidade.

Profundidade de 2,0 m		**Organismo l QR**				
Diluição da CAE	**CAE**	***Lemna***	***Azolla***	**Caramujo**	**Camarão**	**Peixes**
100%	**0,0250**	0,0001	0,0003	0,0040	2,5000	0,1250
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
50%	**0,0125**	0,0001	0,0001	0,0020	1,2500	0,0625
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
25%	**0,0063**	0,000027	0,0001	0,0010	0,6250	0,0313
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Baixo risco**
12,50%	**0,0031**	0,000014	0,00003	0,0005	0,3125	0,0156
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Médio risco**	**Baixo risco**
6,25%	**0,0016**	0,000007	0,00002	0,0003	0,1563	0,0078
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Médio risco**	**Baixo risco**
3,12%	**0,0008**	0,000003	0,00001	0,0001	0,0780	0,0039
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Médio risco**	**Baixo risco**

Fonte: Próprio autor.

Figura 30 - Gráfico do risco de intoxicação ambiental e concentração ambiental estimada, considerando a maior dose recomendada para cana de açúcar (2 L/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 2,0 m de profundidade.



Fonte: Próprio autor.

Ambas as profundidades apresentaram baixo risco ambiental para as macrófitas e para o caramujo.

No segundo cenário de contaminação e em um corpo d'água de 0,3m, os inseticidas apresentam um baixo risco de impacto ambiental para as macrófitas e para o caramujo. Contudo, para o camarão, a partir da dose mínima efetiva (3,12%), os inseticidas são classificados como representando um alto risco ambiental, permanecendo nesse nível até a aplicação total (100%) dos inseticidas.

Quanto aos peixes *H. eques* e *D. rerio*, os inseticidas são classificados como representando um risco ambiental moderado a partir de uma dose de 6,25%. A partir de uma aplicação de 50%, essa classificação muda para um alto risco de contaminação, conforme detalhado na Tabela 18.

Tabela 18 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando duas aplicações da maior dose recomendada para cana de açúcar (4 L/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 0,3 m de profundidade.

Profundidade de 0,3 m		**Organismo I QR**				
Diluição da CAE	**CAE**	***Lemna***	***Azolla***	**Caramujo**	**Camarão**	**Peixes**
100%	**0,3200**	0,0014	0,0034	0,0518	32,0000	1,6000
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Alto risco**
50%	**0,1600**	0,0007	0,0017	0,0259	16,0000	0,8000
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Alto risco**
25%	**0,0800**	0,0004	0,0008	0,0129	8,0000	0,4000
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
12,50%	**0,0400**	0,0002	0,0004	0,0065	4,0000	0,2000
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
6,25%	**0,0200**	0,0001	0,0002	0,0032	2,0000	0,1000
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
3,12%	**0,0100**	0,00004	0,0001	0,0016	0,9984	0,0499
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Baixo risco**

Fonte: Próprio autor.

Para corpos hídricos com uma profundidade de 2m, a combinação não demonstra risco significativo para as macrófitas e para o caramujo, sendo classificada como de baixo risco ambiental. No entanto, a partir de uma concentração de 3,12% da dose, a classificação transita para um risco moderado, e a partir de 12,5% da dose máxima recomendada para camarões, representando alto risco ambiental.

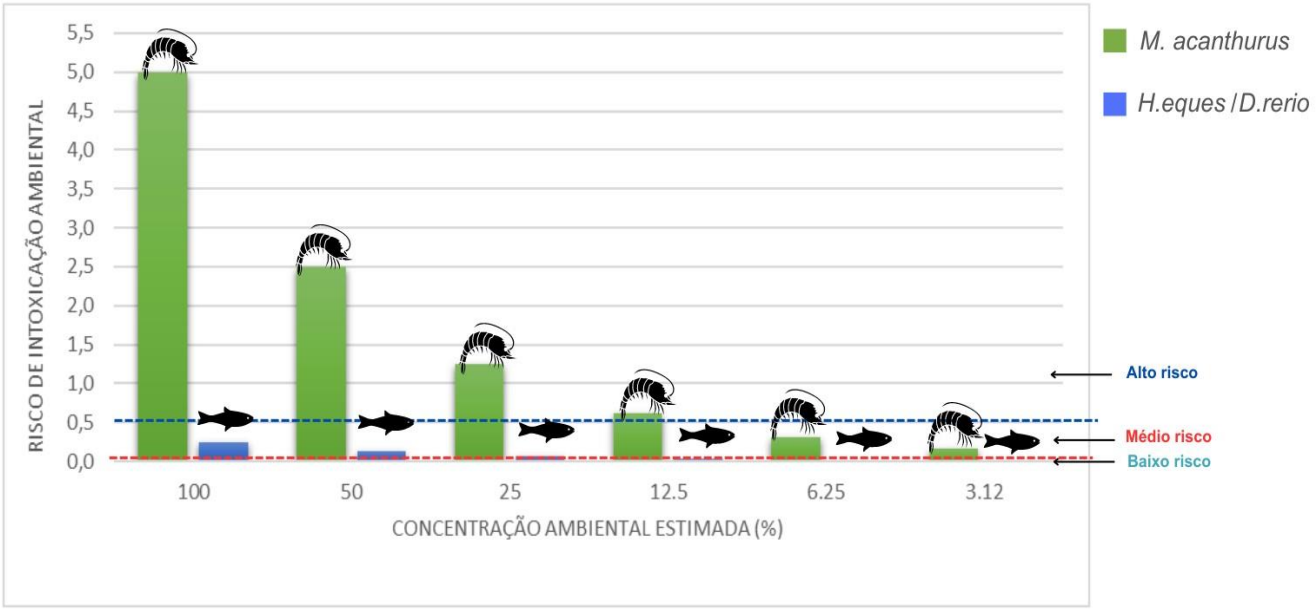
Em relação aos peixes, a exposição a concentrações entre 3,12% e 12,50% da dose máxima é considerada de baixo risco; no entanto, quando a concentração atinge 25%, 50% e 100% da dose, a classificação se altera para um risco ambiental moderado, conforme Tabela 19 e na Figura 31.

Tabela 19 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando duas aplicações da maior dose recomendada para cana de açúcar (4 Lh^{-1}) em um corpo de água de 1 ha e com 2,0 m de profundidade.

Profundidade de 2,0 m		Organismo l QR				
Diluição da CAE	**CAE**	***Lemna***	***Azolla***	**Caramujo**	**Camarão**	**Peixes**
100%	**0,0500**	0,0002	0,0005	0,0081	5,0000	0,2500
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
50%	**0,0250**	0,0001	0,0003	0,0040	2,5000	0,1250
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
25%	**0,0125**	0,0001	0,0001	0,0020	1,2500	0,0625
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Médio risco**
12,50%	**0,0063**	0,00003	0,0001	0,0010	0,6250	0,0313
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Baixo risco**
6,25%	**0,0031**	0,00001	0,00003	0,0005	0,3125	0,0156
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Médio risco**	**Baixo risco**
3,12%	**0,0016**	0,00001	0,00002	0,0003	0,1560	0,0078
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Médio risco**	**Baixo risco**

Fonte: Próprio autor.

Figura 31 - Gráfico do risco de intoxicação ambiental e concentração ambiental estimada, considerando a maior dose recomendada para duas aplicações na cana de açúcar (4 Lha^{-1}) em um corpo de água de 1 ha e com 2m de profundidade.



Fonte: Próprio autor.

No terceiro e último cenário de contaminação, os inseticidas demonstram um baixo potencial de impacto ambiental para as macrófitas e para o caramujo em um corpo d'água com uma profundidade de 0,3 metros. Para o camarão, concentrações entre 3,12% e 6,25% da dose mínima resultam em uma classificação de baixo risco ambiental. Entre 12,5% e 50% da dose, o risco ambiental é categorizado como moderado, enquanto a aplicação da dose máxima (100%) apresenta um alto risco de intoxicação ambiental para o organismo.

Em todas as concentrações de diluição, os peixes demonstram um baixo risco de intoxicação ambiental. Os dados podem ser analisados na Tabela 20.

Tabela 20 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando uma aplicação da menor dose recomendada para batata (75 ml/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 0,3 m de profundidade.

Profundidade de 0,3 m		**Organismo l QR**				
Diluição da CAE	**CAE**	***Lemna***	***Azolla***	**Caramujo**	**Camarão**	**Peixes**
100%	**0,0062**	0,000027	0,000065	0,00100	0,62000	0,03100
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Alto risco**	**Baixo risco**
50%	**0,0031**	0,000014	0,000033	0,00050	0,31000	0,01550
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Médio risco**	**Baixo risco**
25%	**0,0016**	0,000007	0,000016	0,00025	0,15500	0,00775
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Médio risco**	**Baixo risco**
12,50%	**0,0008**	0,000003	0,000008	0,00013	0,07750	0,00388
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Médio risco**	**Baixo risco**
6,25%	**0,0004**	0,000002	0,000004	0,00006	0,03875	0,00194
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**
3,12%	**0,0002**	0,000001	0,000002	0,00003	0,01934	0,00097
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**

Fonte: Próprio autor.

Ao considerar corpos hídricos com uma profundidade de 2 metros, os inseticidas não revelaram risco ambiental significativo para as macrófitas, caramujos e peixes. O camarão, seguindo a tendência dos últimos organismos mencionados, exibiu um baixo risco ambiental. No entanto, quando a dose aplicada atingiu 100%, houve uma mudança na classificação de risco para médio, como indicado na Tabela 21.

Tabela 21 - Os valores QR e suas classificações de risco para a mistura de inseticidas podem ser determinados através da razão entre as diluições da Concentração Ambiental Esperada (CAE) e a CE/CL50. Considerando uma aplicação da menor dose recomendada para batata (75 ml/ha) em um corpo de água de 1 ha e com 2,0 m de profundidade.

Profundidade de 2,0 m		**Organismo l QR**				
Diluição da CAE	**CAE**	***Lemna***	***Azolla***	**Caramujo**	**Camarão**	**Peixes**
100%	**0,00093**	0,0000041	0,0000098	0,00015	0,09300	0,00465
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Médio risco**	**Baixo risco**
50%	**0,00047**	0,0000020	0,0000049	0,000075	0,04650	0,00233
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**
25%	**0,00023**	0,0000010	0,0000024	0,000038	0,02325	0,00116
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**
12,50%	**0,00012**	0,0000005	0,0000012	0,000019	0,01163	0,00058
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**
6,25%	**0,00006**	0,0000003	0,0000006	0,000009	0,00581	0,00029
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**
3,12%	**0,00003**	0,0000001	0,0000003	0,000005	0,00290	0,00015
		Baixo risco	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**	**Baixo risco**

Fonte: Próprio autor.

Considerando os resultados obtidos nos três cenários de contaminação por inseticidas em corpos d'água de diferentes profundidades, é possível observar diferenças nos níveis de risco ambiental para diferentes organismos aquáticos.

O estudo conduzido por Herrero-Hernandez *et al*. em 2020 identificou a presença do inseticida lambda-cialotrina, juntamente com cipermetrina, diazinona e clorpirifos, em concentrações que excediam os limites permitidos em corpos d'água. Os valores de QR (Quociente de Risco) encontrados foram considerados de alto risco. Para lambda-cialotrina, especificamente, foram registrados em 9,3 para algas e 3,76 para peixes, indicando concentrações superiores aos observados na combinação de lambda-cialotrina com tiametoxam.

Albinati *et al*. (2016) conduziram uma análise do risco ambiental associado ao tiametoxam em alevinos de tilápia. O Quociente de Risco (QR) para uma profundidade de 0,3 m foi determinado como 0,008 indicando um risco ambiental de baixa magnitude. Para uma profundidade de 2,0 m, o QR observado foi de 0,0012. Independentemente da profundidade, o risco permanece em níveis baixos. Este

resultado contrasta com os valores obtidos para a mistura de inseticidas em doses elevadas, onde os níveis de risco ambiental tendem a ser moderados a altos.

Os resultados obtidos por Carraschi, Florêncio e Garlich (2015) demonstram que o tiametoxam exibiu alto risco ambiental (4,42; 1,5; 0,75; 0,69 e 0,69) para os seguintes organismos, respectivamente: *P. mesopotamicus, H. eques, L. minor, P. canaliculata e D. magna.*

Em geral, a combinação de inseticidas demonstrou um potencial de alto risco de intoxicação ambiental para algumas espécies, como o camarão, em concentrações mais elevadas, enquanto outras, como as macrófitas e caramujo, apresentaram um risco menor em todas as concentrações testadas. É evidente que a profundidade do corpo d'água desempenha um papel crucial na avaliação do risco ambiental, com corpos d'água mais rasos geralmente apresentando maior sensibilidade aos inseticidas em comparação com aqueles mais profundos.

Além disso, a dose de aplicação dos inseticidas também influencia significativamente a classificação de risco, com concentrações mais altas resultando em um aumento do potencial de impacto ambiental.

6 CONCLUSÃO

A mistura de tiametoxam + lambda-cialotrina é praticamente não tóxica para *L. minor*, pouco tóxica para a *A. caroliniana* e para o caramujo (*P. canaliculata*) é moderadamente tóxica. Os peixes Mato-grosso (*H. eques*) e paulistinha (*D. rerio*) mostraram uma resposta semelhante à mistura dos inseticidas, sendo classificada como muito tóxica para ambas as espécies. Os resultados indicaram que os pexies apresentaram um comportamento de mortalidade semelhante em relação às concentrações testadas.

Para o camarão (*M. acanthurus*), a mistura dos inseticidas foi classificada como extremamente tóxico. Este organismo foi mais sensível à exposição ao tiametoxam + lambda-cialotrina, sendo assim, um promissor como bioindicador desta mistura de inseticida. Os inseticidas tiametoxam e lambda-cialotrina podem apresentar diferentes níveis de toxicidade para organismos aquáticos, e é fundamental adotar medidas de manejo adequadas para minimizar os riscos associados ao seu uso em ambientes aquáticos.

A combinação de tiametoxam + lambda-cialotrina apresenta um baixo risco de intoxicação ambiental para *L. minor, A. caroliniana* e *P. canaliculata*, mesmo em diferentes diluições da CAE e dimensões de corpos hídricos. Contudo, essa mesma combinação representa risco para espécies como *M. acanthurus*, *H. eques* e *D. rerio*, especialmente em doses relativamente baixas.

O *M. acanthurus* se mostrou o organismo mais suscetível e com maior probabilidade de sofrer intoxicação ambiental pela exposição à combinação de inseticidas, especialmente em altas doses e em corpos d'água com profundidades de 0,3 m. Além disso, a utilização do camarão *M. acanthurus* como bioindicador revela-se promissora para futuras avaliações da presença desses inseticidas em ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 15088.** Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com peixes (*Cyprinidae*). 4. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017**: **relatório pleno**. Brasília, DF: ANA, 2017. p. 169

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; HAHN, N.S. **The Upper Paraná River and its floodplain**: physical aspects, ecology and conservation. Leiden: Backhuys Publishers, p. 247-269, 2004.

ALBINATI, A.C.L.; ALBINATI, R.C.B.; LIRA, A.D.; SOARES, P.C. Toxicidade aguda e risco ecotoxicológico do inseticida tiametoxam para alevinos de tilápia-do-nilo. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, [*s. l.*], v. 68, n. 5, p. 1343-1350, out. 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/1678-4162-8676.

ALMEIDA, A.C.R de. **Avaliação do potencial de *Lemna Minor* L. como bioindicador de toxicidade em águas residuais**. 2018. 79 f. Dissertação (Mestrado Engenharia do Ambiente, Perfil de Engenharia Sanitária) – Faculdade Ciência e Tecnologia, Lisboa, 2018.

AMARAL, E. A.; SILVA, R. M. G. Avaliação da Toxidade Aguda de Angico (*Anadenanthera falcata),* pausanto (*Kilmeyera coreacea*), aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) e cipó-de-sãojoão (*Pyrostegia venusta*), por meio do bioensaio com Artemia salina. **Perquirēre,** [*s. l.*], edição 5, Ano 5, jun 2008.

AMÉRICO, J. H. P.; MANOEL, L de O; TORRES, N.H; FERREIRA, L.F.R. O uso de agrotóxicos e os impactos nos ecossistemas aquáticos. **ANAP Brasil**, Tupã, v. 8, n. 3, p. 101-115, 2015. DOI 10.17271/1984324081320151149

AMÉRICO-PINHEIRO, J.H.P. **Toxicidade de imidacloprid e carbofuran para organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos.** 2015. 122 f. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura da UNESP, Jaboticabal, 2015.

ANSARI, A A; NAEEM, M.; GILL, S S; ALZUAIBR, F M. Phytoremediation of contaminated waters: an eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, Amsterdam, v. 46, n. 4, p. 371-376, dez. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Regularização de produtos. **Agrotóxicos brasil**: Anvisa. Brasília, DF, 2024. Disponível em https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias. Acesso em: 20 out. 2024.

APPENROTH, K. J.; KERESZTES, A.; FISCHER, W; KOLOCZEK. H; Effects of nickel on the chloroplasts of the duckweeds Spirodela polyrhiza and Lemna minor and their possible use in biomonitoring and phytoremediation. **Chemosphere,** Oxford, v. 78, n. 3, p. 216-223, 2010. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653509013307.

BARIZON, R. R. M; KUMMROW, F; ALBUQUERQUE, A F de; ASSALIN, M R; ROSA, M A; DUTRA, D R C de S; PAZIANOTTO, R A A. Surface water contamination from pesticide mixtures and risks to aquatic life in a high-input agricultural region of Brazil. **Chemosphere**, Oxford, v. 308, p. 136400, dez. 2022. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136400.

BAKER, B. P.; BENBROOK, C. M.; III, E. G.; BENBROOK, K. L. Pesticide residues in conventional, integrated pest management (IPM)-grown and organic foods: insights from three US data sets. **Food Additives & Contaminants**, Abingdon, v. 19, n. 5, p. 427-446, 2002.

BEDOS, C.; CELLIER, P.; CALVET, R.; BARRIUSO, E.; GABRIELLE, B. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. **Agronomie**, Paris, v. 22, n. 1, p. 21-33, 2002.

BOSE, S.; NATH, S.; SAHANA, S. S. Toxic impact of tiametoxam on the growth performance and liver protein concentration of a freshwater fish *oreochromis niloticus* (trewavas). **Indian Journal of Fundamental and Applied Life Science**, Jaipur, v. 1, p. 274- 280, 2011.

BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989. Lei dos agrotóxicos. **Diário Oficial da União,** Brasília, DF, 199. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7802.htm. Acesso em: 20 out. 2024.

BRASIL. **Decreto nº 2.018, de 1° de outubro de 1996.** Brasília, DF: Presidência da República, 1996.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde, 2021.

BRASIL. Senado Federal. **Resolução CONAMA n°001**, **de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Brasília (DF): Ministério do Meio Ambiente; 1986. p. 1-5.

BRASIL. Senado Federal. **Resolução CONAMA n°357**, **de 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 (DF): Ministério do Meio Ambiente; 2005. p. 1-27

BRAZ, S. N.; LONGO, R. M. Bioindicadores de Poluição Ambiental: Um Estudo Bibliométrico. **Revista Científica ANAP Brasil**, [*s. l.*], v. 12, n. 27, 2019.

BUTCHERINE, P; KELAHER, B. P.; TAYLOR, M. D.; LAWSON, C; BENKENDORFF, K. Acute toxicity, accumulation and sublethal effects of four neonicotinoids on juvenile Black Tiger Shrimp (Penaeus monodon). **Chemosphere**, Oxford, v. 275, p. 129918, jul. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129918.

CARRASCH-OLIVEIRA, S. P. **Ecotoxicidade, segurança clínica e eficácia de fármacos em jovens de pacu (*Piaractus mesopotamicus*)**. 2014. 101 f. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura da UNESP, Jaboticabal, 2014.

CARRASCHI, S.P; FLORÊNCIO, T.; GARLICH, N. et al. Ecotoxicology of drugs used in fish disease treatment. **Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, Beijing, v.7, p.31-36, 2015

CASIDA, J. E.; DURKIN, K. A. Neuroactive insecticides: targets, selectivity, resistance, and secondary effects. **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 58, p. 99-117, 2013.

CHÁZARO-OLVERA, S.; MONTOYA-MENDOZA, J.; CASTAÑEDA-CHAVEZ, M. R.; LANGO-REYNOSO, F.; CHAPARRO-MEDINA, V. Acute toxicity of the herbicide karmex (diuron) in *Macrobrachium acanthurus* and M. olfersii prawns. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, Mexico City, v. 38, p. 381-390, 14 nov. 2022. DOI: http://dx.doi.org/10.20937/rica.54610.

CHEN, Y; WU, R; ZHANG, L; LING, J; YU, W; SHEN, G; DU, W; ZHAO, M. High spatial resolved cropland coverage and cultivation category determine neonicotinoid distribution in agricultural soil at the provincial scale. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 430, p. 128476, 2022. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128476.

CASARETT, L. J.; DOULL, J. **Casarett and Doull's toxicology:** the basic science of poisons. 7th ed. [*S. l.: s. n*.], 2008.

CLASEN, B.; LORO, V. L.; MURUSSI, C. R.; TIECHER, T. L.; MORAES, B.; ZANELLA, R. Bioaccumulation and oxidative stress caused by pesticides in *Cyprinus carpio* reared in a rice-fish system. **Science of The Total Environment,** Amsterdam, v. 626, p. 737-743, jun. 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.154.

CORBI, J. J.; GORNI, G. R.; CORREA, R. C. An evaluation of Allonais inaequalis Stephenson, 1911 (Oligochaeta: Naididae) as a toxicity test organism. **Ecotoxicology and Environmental Contamination,** Philadelphia, v. 10, n. 1, p. 7-11, 2015.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M.; ESPINDOLA, E. L. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, p. 1820-1830, 2008.

CUNHA, C. H. **A influência da ablação unilateral do pedúnculo ocular e a reprodução do camarão de água doce *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) em cativeiro**. 2008. 36 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2008.

DA SILVA, A. F.; CARRASCHI, S. P.; GÍRIO, A. C. F.; NETO, A. N.; PITELLI, R. Ecotoxicidade da vinhaça para o peixe mato grosso (Hyphessobrycon eques) e para a macrófita lentilha d'água (*Lemna minor*). **Boletim do Instituto de Pesca**, [*s. l.*], v. 41, n. 3, p. 557-565, 2018.

DELNAT, V; VERHEYEN, J; VAN HILEGHEM, I; STOKS, R. Genetic variation of the interaction type between two stressors in a single population: from antagonism to synergism when combining a heat spike and a pesticide. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 308, p. 119654, set. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119654

DOBSON, M.; FRID, C**. Ecology of aquatic systems**. Oxford: Oxford University Press (2008).

EUROPEAN COMMUNITIES - EC. **Technical guidance document in support of Commission Directive 1488/94 EEC on risk assessment for existing substances**. Part II, environmental risk assessment. Luxembourg: Office for official publication of the European Communities, 2003. 337 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Perdas de agrotóxicos**. Brasília, DF: Embrapa, 2021. Disponível em: https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/agricultura-e-meio-ambiente/qualidade/residuos/perdas-de-agrotoxicos. Acesso em: 20 out. 2024.

FERNANDES, V. S.; DE SOUSA NASCIMENTO, Y. H.; VANDERLEIS, G. Q.; SILVA, G. A.; FALCÃO, D. F.; GOMES, E. J. C. M.; LEITE, G. C. Controle de ninfas e adultos de Euschistus heros na cultura da Soja através de aplicações de moléculas de inseticidas isoladas e em misturas. **Brazilian Journal of Development**, São José dos Pinhais, v. 7, n. 6, p. 54523-54541, 2021.

FULLER, N.; MAGNUSON, J. T.; HARTZ, K. E. H.; WHITLEDGE, G. W.; ACUÑA, S.; MCGRUER, V.; SCHLENK, D.; LYDY, M. J. Dietary exposure to environmentally relevant pesticide mixtures impairs swimming performance and lipid homeostatic gene expression in Juvenile Chinook salmon at elevated water temperatures. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 314, p. 120308, dez. 2022. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120308.

GELLER, I.V; GARCIA D.A.Z; YABU, M.H.S; PEREIRA, A.D; FERRAZ, J.D. FERNANDES, A.G.J; MAGALHÃES, A.L.B; ORSI, M.L. Aquarismo no Brasil: do simples ao complexo e o descarte de espécies não-nativas. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia,** Altamira, v. 131, p. 33-52, 2020.

GHESQUIERE, S. Channeled apple snail**. Aquatic invasive species**, Reston, 2005, p. 1-3. Disponível em: http://www.in.gov/dnr/files/CHANNELED_APPLE_SNAIL.pdf. Acesso em: 20 out. 2024.

GOKTEPE, I.; PORTIER, R.; AHMEDNA, M. Ecological risk assessment of Neem-based pesticides. **Journal of Environmental Science Health,** Part B, London, v. 39, n. 2, p. 311-320, 2004.

GOLDSTEIN, E. G. Testes de toxicidade de efluentes industriais. **Revista Ambiente**, [*s. l.*], v. 2, n. 2, p. 33-38, 1988.

GOULSON, D. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. **Journal of Applied Ecology**, Chichester, v. 50, n. 4, p. 977-987, 2013.

GRAÇA, W. J. I.; PAVANELLI, C.S. **Peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná e áreas adjacentes.** Maringá: EDUEM, p. 241, 2007.

GRISOLIA, C. K. **Agrotóxicos**: mutações, câncer e reprodução. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2005. 392 p.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Spearman-Karber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 11, n. 7, p. 714-719, 1977. DOI: http://dx.doi.org/10.1021/es60130a004.

HASAN, M.; SUMON, K.A; SIDDIQUEE, M.A.M; BHANDARI, R.K.; PRODHAN, M.D.H; RASHID, H. Thiamethoxam affects the developmental stages of banded gourami (Trichogaster fasciata). **Toxicology Reports**, Amsterdam, v. 9, p. 1233-1239, 2022. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.05.017.

HAYES, K. A.; COWIE, R. H.; THIENGO, S. C. A global phylog-eny of apple snails: Gondwanan origin, generic rela-tionships, and the influence of outgroup choice (Caeno-gastropoda: Ampullariidae). **Biological Journal of the Linnean Society**, Oxford, v. 98, p. 61-76, 2009. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2009.01246.x

HERRERO-HERNÁNDEZ, E.; SIMÓN-EGEA, A. B.; SÁNCHEZ-MARTÍN, M. J.; RODRÍGUEZ-CRUZ, M. S.; ANDRADES, M. S. Monitoring and environmental risk assessment of pesticide residues and some of their degradation products in natural waters of the Spanish vineyard region included in the denomination of origin Jumilla. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 264, p. 114666, 2020.

HOLMES, C. M.; BROWN, C. D.; HAMER, M.; JONES, R.; MALTBY, L.; POSTHUMA, L.; SILBERHORN, E.; TEETER, J. S.; WARNE, M.S. T. J.; WELTJEKl, L. Prospective aquatic risk assessment for chemical mixtures in agricultural landscapes. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Hoboken, v. 37, p. 674–689, 2018. DOI: https://doi.org/10.1002/etc.4049.

HORZMANN, K. A.; FREEMAN, J. L. Zebrafish get connected: investigating neurotransmission targets and alterations in chemical toxicity. **Toxics**, Basel, v. 4, n. 3, p. 19, 2016.

IGNÁCIO, N.F. **Seleção de bioindicadores aquáticos pela toxicidade aguda e risco ambiental do inseticida fipronil**. 2014. 65 f. Dissertação (Mestrado Aquicultura) – Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista ‘’Júlio de Mesquita Filho’’, Jaboticabal, 2014.

IKEFUTI, C. V.; SILVA, A. F.; YAMAUCHI, A. K. F.; GARLICH, N.; CRUZ, C. Avaliação ecotoxicológica e risco ambiental da mistura dos herbicidas hexazinona + diuron para organismos neotropicais não-alvo. **Open Science Research**, Berlin, p. 360-370, 2022. Editora Científica Digital. http://dx.doi.org/10.37885/220107407.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS - IBAMA. **Reavalição ambiental dos produtos agrotóxicos à base do ingrediente ativo tiametoxam**. Brasília, DF, 2024. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/notas/2024/ibama-publica-comunicado-sobre-a-reavaliacao-ambiental-dos-produtos-agrotoxicos-a-base-do-ingrediente-ativo-tiametoxam. Acesso em: 20 out. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS - IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos**. Brasília, DF, 2018. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos. Acesso em: 20 out. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS - IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos**. Brasília, DF, 2022. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos. Acesso em: 20 out. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS - IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos**. Brasília, DF, 2021a. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos. Acesso em: 20 out. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS - IBAMA. **Avaliação do Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA) de Agrotóxicos e Afins**. Brasília, DF, 2021b. Disponível em: http://ibama.gov.br/avaliacao-e-destinacao/quimicos-e-biologicos/registro-especial-temporario-de-agrotoxicos-e-afins-ret/182-quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/1156-ppa#classificacaoibama. Acesso em: 20 out. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS - IBAMA. **Perfil Ambiental:** Lambda-cialotrina Brasília, DF, 2019. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/perfis-ambientais.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS - IBAMA. **Perfil Ambiental:** Tiametoxam. Brasília, DF, 2019. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/perfis-ambientais. Acesso em: 20 out. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS - IBAMA. **Avaliação do Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA) de Agrotóxicos e Afins**. Brasília, DF, 2021b. Disponível em: http://ibama.gov.br/avaliacao-e-destinacao/quimicos-e-biologicos/registro-especial-temporario-de-agrotoxicos-e-afins-ret/182-quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/1156-ppa#classificacaoibama. Acesso em: 20 out. 2024.

JOSHI, R.C; COWIE R. H; SEBASTIAN L. S (ed.) **Biology and management of invasive apple snails**. Maligaya: Philippine Rice Research Institute (PhilRice), Science City of Muñoz, Nueva Ecija, 2017.

KISS, I.; KOVÁTS, N.; SZALAY, T. Evaluation of some alternative guideline for risk assessment of various habitats. **Toxicology Letters**, Amsterdam, v. 140, n. 11, p.411- 417, 2003. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378427403000377?via%3Dihub.

KOKTA, C.; ROTHERT, H. A. Hazard and risk assessment scheme for evaluating effects on earthworms: the approach in the Federal Republic of Germany. *In*: GREIG-SMITH, P. W.; BECKER, H.; EDWARDS, P. J.; HEIMBACH, F. (ed.) **Ecotoxicology of earthworm**. [*S. l.: s. n*.], 1992. p.169 -176.

LEE,C; JEONG,S; JUNG, C.; BURGETT, M. Acute Oral Toxicity of Neonicotinoid inseticides of four species of honey be, *Apis florea, A.cerana, A mellifera* and *A dorsata.* **Journal of Apiculture**, [*s. l*.], v. 31, n. 1, p. 51, 2016. DOI: https://doi.org/10.17519/apiculture.2016.04.31.1.51

LEICHTWEIS, J.; WELTER, N; VIEIRA, Y; SILVESTRI, S; CLASSEN, B; CARISSIMI, E. Utilização da zebra fish (*Danio rerio)* como espécie de avaliação da toxicidade de efluentes: Uma revisão. **Meio Ambiente, Sustentabilidade e Tecnologia,** [*s. l*.], v. 10, p. 63, 2022.

LEONEL, K. P.; MORANDI, J. M.; BRUNETTI, I. A.; APARICIO, L. D. B.; CRUZ, C. Toxicidade aguda de inseticidas e espalhante usados no controle de vetores para o bioindicador caramujo (*Pomacea canaliculata*). **Ciência e Cultura,** Barretos, v. 12, n. 1, p. 45-51, 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.4322/1980-0029.062016.

LEWIS, K. A.; TZILIVAKIS, J.; WARNER, D.; GREEN, A. An international database for pesticide risk assessments and management. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal,** New York, v. 22, n. 4, p. 1050-1064, 2016. DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242

LOPES, Y. V. A.; FLORES, I. G.; DANTAS FILHO, J. V. Presença da espécie exótica *Macrobrachium rosenbergii* causa riscos ao camarão *Macrobrachium amazonicum* nativo da amazônia. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [*s. l*.], v. 9, n. 3, p. 683, 30 set. 2020. Anima Educação. http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v9e32020683-710.

LUCÍA, M.; DARRIGRAN, G.; GREGORIC, D. E. G. The most problematic freshwater invasive species in South America, Limnoperna fortunei (Dunker, 1857), and its status after 30 years of invasion**. Aquatic Sciences**, Cham, v. 85, n. 5, 2022. DOI: 10.1007/s00027-022-00907-x.

MACHADO, A. A.; AMÉRICO, J. H. P.; COLEONE, A. C.; OLIVEIRA, M. T.; MACHADO-NETO, J. G.. Controle químico do mosquito da dengue: Eficácia de inseticidas, riscos ambiental e para o trabalhador. *In*: BUSOLI, A. C.; SOUZA, L. A.; ALENCAR, J. R. C. C.; FRAGA, D. F.; GRIGOLLI, J. F. J. (org.). **Tópicos em Entomologia Agrícola:** VII. Jaboticabal: Gráfica Multipress, 2014. v. 1, p. 373-392

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO-FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p.355-381, 2008.

MAGNUSON, J. T.; HUFF HARTZ, K. E.; FULTON, C. A.; LYDY, M. J.; SCHLENK, D. Transcriptomic and histopathological effects of bifenthrin to the brain of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Toxics,** Basel, v. 9, p. 1–12, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/ toxics9030048 Academic.

MAHMOOD, I.; IMADI, S. R.; SHAZADI, K.;GUL, A.; HAKEEM, K. R. Effects of pesticides on environment. *In*: HAKEEM, K., AKHTAR, M., ABDULLAH, S. (ed.), **Plant, Soil and Microbes.** London: Springer, 2016. p. 253–269. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-27455-3_13.

MANSANO, A. S.; MOREIRA, R. A.; DORNFELD, H. C.; FREITAS, E. C.; VIEIRA, E. M.; DAAM, M. A.; ROCHA, O.; SELEGHIM, M. H. R. Individual and mixture toxicity of carbofuran and diuron to the protozoan Paramecium caudatum and the cladoceran Ceriodaphnia silvestrii. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, Philadelphia, v. 201, p. 110829, set. 2020. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110829.

MANSANO, A. S. **Efeitos dos agrotóxicos diuron e carbofuran, isolados e em mistura, sobre organismos aquáticos e avaliação de risco ecológico**. 2016. 262 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2016.

MANZOOR, M.; BHAT, K. A.; KHURSHID, N.; YATOO, A. M.; ZAHEEN, ALI, S.; REHMAN, M. U. Bio-indicator species and their role in monitoring water pollution. *In*: **Freshwater pollution and aquatic ecosystems.** [*S. l.*]: Apple Academic, 2021. p. 321-347.

MARQUES, M. **Bioindicadores de ambientes aquáticos contaminados pelo inseticida clorpirifós**. 2019. 71 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista ‘’Júlio de Mesquita Filho’’, Ilha Solteira, 2019.

MARQUES, M.; BRUNETTI, I. A.; FALEIROS, C. A.; CRUZ, C da; IQBAL, HMN.; BILAL, M.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Ecotoxicological assessment and environmental risk of the insecticide chlorpyrifos for aquatic neotropical indicators.

Water, Air, & Soil Pollution, Dordrecht, v. 232, p. 428, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s11270-021-05369-9

MARTINS, T. F. G; FERREIRA, K. S.; ROJAS, I. E. B.; POMPÊO, M. Bioindicadores para avaliação do impacto ambiental em ecossistemas aquáticos e os efeitos dos contaminantes sobre os organismos aquáticos. *In*: POMPÊO, M; MOSCHINI-CARLOS, V; LÓPEZ-DOVAL, J. **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo, 2022. p. 24-42. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/portal/ecotoxicidade/index_arquivos/0_all_book_ecotoxicidade.pdf. Acesso em: 20 out. 2024.

MENTEN, J. O. **Um contexto para o consumo de produtos fitossanitários no Brasil.** [*S. l.*]: ANDEF, 2016. Disponível em: http://www.andef.com.br/imprensa/artigos/1814-um-contexto-para-oconsumo-de-produtos-fitossanitarios-no-brasil.

MIOTELO, L.; REIS, A. L. M.; MALAQUIAS, J. B.; MALASPINA, O.; ROAT, T. C. *Apis mellifera* and *Melipona scutellaris* exhibit differential sensitivity to thiamethoxam. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 268, p. 115770, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/i.envpol.2020.115770.

OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development). *Lemna* sp. growth inhibition test. In: GUIDELINE for testing of chemicals. Paris: OECD, 2002. 22p.

OLIVEIRA, R. A.; ROAT, T.C.; CARVALHO, S. M.; MALASPINA, O. Side-effects of thiamethoxam on the brain andmidgut of the africanized honeybee Apis mellifera (Hymenopptera: Apidae). **Environmental Toxicology,** Hoboken, v. 29, n. 10, p. 1122-1133, 2013. DOI: https://doi.org/10.1002/tox.21842.

PAGANO, M; STARA, A; ALIKO, V; FAGGIO, C. Impact of Neonicotinoids to Aquatic Invertebrates—In Vitro Studies on Mytilus galloprovincialis: a review. **Journal Of Marine Science And Engineering**, [S.L.], v. 8, n. 10, p. 801, 15 out. 2020. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/jmse8100801

PEREIRA, G. R.T. **Avaliação do crescimento da macrófita *Lemna minor* L. e da microalga *Chlorella vulgaris Beyerinck* (Beijerinck), numa água residual proveniente da ETAR da Quinta do Conde**. 2021. Tese de Doutorado.

PETTER, F. A.; SEGATE, D.; PACHECO, L. P.; ALMEIDA, F. A.; ALCÂNTARA NETO, F. Incompatibilidade física de misturas entre herbicidas e inseticidas. **Planta Daninha,** Viçosa, MG, v. 30, n. 2, p. 449-457, 2012.

PIAZZA, G. A.; DUPAS, R.; GASCUEL-ODOUX, C.; GRIMALDI, C.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Influence of hydroclimatic variations on solute concentration dynamics in nested subtropical catchments with heterogeneous landscapes. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 635, p. 1091-1101, 2018. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718311549. Acesso em: 20 out. 2024.

PIGNATI, W. A.; LIMA, F. A. N. S.; LARA, S. S. CORREA, M. L. M.; BARBOSA, J. R.; LEÃO, L. H. C.; PIGNATI, M. G. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. **Ciência e Saúde Coletiva**, São Paulo, v. 22, n. 10, p. 3281-3293, 2017. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S141381232017021003281&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 20 out. 2024.

PIMENTEL, D. Amounts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethics. **Journal of Agricultural and environmental Ethics**, Dordrecht, v. 8, n. 1, p. 17-29, 1995.

PIMENTEL, L. C. F.; CHAVES, C. R.; FREIRE, L. A.; AFONSO, J. C. O inacreditável emprego de produtos químicos perigosos no passado. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 5, p. 1138-1149, 2006.

PIOVESAN, B.; PADILHA, A. C.; MORAIS, M. C.; BOTTON, M.; GRÜTZMACHER, A. D.; ZOTTI, M. J. Effects of insecticides used in strawberries on stingless bees *Melipona Quadrifasciata* and *Tetragonisca Fiebrigi* (Hymenoptera: Apidae). **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 27, n. 34, p. 42472-42480, 2020. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10191-7.

PLAA, G.L. Present status: toxic substances in the environment. **Canadian Journal of Physiology and Pharmacology,** Ottawa, v. 60, p. 1010-1016, 1982.

PRESTES, R. M; VINCENCI, K. L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, Curitiba, v. 2, n. 4, p. 1473-1493, jul./set. 2019.

QI, S.; WANG, C.; CHEN, X.; QIN, Z.; LI, X.; WANG, C. Toxicity assessments with *Daphnia magna* of Guadipyr,anew neonicotinoid insecticide and studies of its effect on acetylcholinesterase (AChE), glutathione S-transferase(GST), catalase (CAT) and chitobiase activities. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Philadelphia, v. 98, 2013. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2013.09.013

QUEIROZ, V. T.; AZEVEDO, M.M.; QUADROS, I.P.S.; COSTA, A. V.; AMARAL, A. A. do; SANTOS, G.M.A. D. A. dos; JUVANHOL, R. S.; TELLES, L.A.A.; SANTOS, A. R. dos. Environmental risk assessment for sustainable pesticide use in coffee production. **Journal of Contaminant Hydrology**, Amsterdam, v. 219, p. 18-27, dez. 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jconhyd.2018.08.008.

RABY, M.; ZHAO, X.; HAO, C.; POIRIER, D. G.; SIBLEY, P. K. Relative chronic sensitivity of neonicotinoid insecticides to Ceriodaphnia dubia and Daphnia magna. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, Philadelphia, v. 163, p. 238-244, 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.086.

REBELO, R. M.; CALDAS, E. D. Avaliação de risco ambiental de ambientes aquáticos afetados pelo uso de agrotóxxicos. **Química Nova**, São Paulo, v. 37, n. 7, p. 1199-1208, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.599359/0100-4042.201401659.

RIBAS, P. P.; MATSUMURA, A. T. S. A química dos agrotóxicos: impacto sobre a saúde e meio ambiente. **Revista Liberato**, Novo Hamburgo, v.10, n.14, p. 149-158, 2009.

ROY, B.; NATH, S. Some haematological investigations on *Oreochromis niloticus* (Trewavas) following exposure Thiamethoxam. **Acta Zoologica Lituanica,** Vilnius, v. 21, p. 301-305, 2011.

SALAKO, A. F.; AMAEZE, N. H.; SHOBAJO, H. M.; OSUALA, F. I. Comparative acute toxicity of three pyrethroids (Deltamethrin, cypermethrin and lambda-cyhalothrin) on guppy fish (*Poecilia reticulata* peters, 1859). **Scientific African**, Amsterdam, v. 9, p. e00504, 2020.
.
SANTOS, M. DOS; AREAS, M. A.; REYES, F. G. R. Piretróides–uma visão geral. **Alimentos e Nutrição**, Araraquara, v. 18, n. 3, p. 339-349, 2008.

SPRADA, E. **Toxicologia**. [*S. l.: s. n.],* 2018.

SEIXAS, S. A. **Biologia e taxonomia de temnocefalídeos (Platyhelminthes, Temnocephalida) epibiontes em *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) (Mollusca, Ampullariidae) do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2008. 160 f. Dissertação (Mestrado Biologia Animal) – Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2008.

SEVERO, E. S.; MARINS, A.T.; CEREZER, C.; COSTA, D.; NUNES, M.; PRESTES, O. D.; ZANELLA, R.; LORO, V. L. Ecological risk of pesticide contamination in a Brazilian river located near a rural area: a study of biomarkers using zebrafish embryos. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Philadelphia, v. 190, p. 110071-110080, 2020. DOI 10.1016/j.ecoenv.2019.110071.

SHAFER, T. J.; MEYER, D. A.; CROFTON, K. M. Developmental neurotoxicity of pyrethroid insecticides: critical review and future research needs. **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, v. 113, n. 2, p. 123-136, 2005.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. **Princípios de toxicologia ambiental**. [*S. l.*]: Interciência, 2021.

SPADOTTO, C. A. Abordagem interdisciplinar na avaliação ambiental de agrotóxicos. *In*: JORNADA JURÍDICA DA FACULDADE MARECHAL RONDON, 4., 2006, São Manuel. **Artigos publicados** [...] São Manuel: FMR, 2006. p. 1-9. Revista do Núcleo de Pesquisa Interdisciplinar, São Manuel, p. 1-9, maio 2006.

SPADOTTO, C. A.; SCORZA JUNIOR, R. P.; DORES, E. D. C.; GEBLER, L.; MORAES, D. D. C. **Fundamentos e aplicações da modelagem ambiental de agrotóxicos**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 46 p.

STUCHI, A. L. P. B.; MOREIRA, D. R.; GALHARDO, D.; SANTOS, S. A.; RONQUI, L.; CANTAGALLI, L. B.; LOPES, D. A.; SINÓPOLIS-GIGLIOLLI, A. A.; TOLEDO, V. A. A.; RUVOLO-TAKASUSUKI, M. C. C. Comparative toxicity of fipronil, malathion, and thiamethoxam on the stingless bee *Tetragonisca fiebrigi (*Schwarz, 1938). **Acta Scientiarum. Biological Sciences,** Maringá, v. 44, n. 1, p. e57846, 2022. DOI: https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v4411.57846

SPENCE, R.; GERLACH, G.; LAWRENCE, C.; SMITH, C. The behaviour and ecology of the zebrafish, Danio rerio. **Biological Reviews,** Cambridge, v. 83, n. 1, p. 13-34, 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Technical overview of ecological risk assessment**: analysis phase: ecological effects characterization. Washington: USEPA, 2017. Disponível em: https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/technicaloverview-ecological-risk-assessment-0. Acesso em: 20 out. 2024.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Risk assessment fórum**. [*S. l.*]: Guidelines for ecological risk assessment, 1998.

VALENTI, W. C.; MELO, J. T. C.; LOBÃO, V. A. Fecundidade em *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) do Rio Ribeira de Iguape (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 6, n. 1, p. 9-15, 1989.

VASCONCELOS, V de M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, [*s. l.*], v. 6, n. 2, p. 605-624, 2011.

VEEDU, S.; AYYASAMY, G.; TAMILSELVAN, H.; RAMESH, M.; Single and joint toxicity assessment of acetamiprid and thiamethoxam neonicotinoids pesticides on biochemical indices and antioxidant enzyme activities of a freshwater fish Catla catla**. Comparative Biochemistry And Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, Philadelphia, v. 257, p. 109336, jul. 2022. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2022.109336.

VENTURINI, F. P. **Efeito da exposição á Lambda-cialotrina no teleósteo *Brycon amazonicus***: metabolismo antioxidante, parâmetros histológicos e hematológicos. 2014. 114f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Ciências Biológicas da UFSCAR, São Carlos, 2014.

VENTURINI, F. P.; CRUZ, C. da; PITELLI, R. A. Toxicidade aguda do sulfato de cobre e do extrato aquoso de folhas secas de nim para o caramujo (*Pomacea canaliculata).* **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, Maringá, v. 30, n. 2, p. 179-183, 2008. Disponível em: http://hdl.handle.net/11449/70378.

VIEIRA, C. E. D.; DOS REIS MARTINEZ, C. B. The pyrethroid lambda-cyhalothrin induces biochemical, genotoxic, and physiological alterations in the teleost Prochilodus lineatus. **Chemosphere,** Oxford, v. 210, p. 958–967, 2018.

VIRAN, R.; ERKOÇ, F. Ü.; POLAT, H.; KOÇAK, O. Investigation of acute toxicity of deltamethrin on guppies (*Poecilia reticulata*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Philadelphia, v. 55, p. 82-85, 2003.

VRYZAS, Z. Pesticide fate in soil-sediment-water environment in relation to contamination preventing actions. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, Amsterdam, v. 4, p. 5-9, 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.001.

WANG, W.; CAI, D. J.; SHAN, Z. J.; CHEN, W. L.; POLETIKA, N.; GAO, X. W. Comparison of the acute toxicity for gamma-cyhalothrin and lambda-cyhalothrin to zebra fish and shrimp. **Regulatory Toxicology And Pharmacology**, Maryland Heights, v. 47, n. 2, p. 184-188, mar. 2007. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.yrtph.2006.09.002

WANG, Y.; LV, L.; YU, Y.; YANG, G.; XU, Z.; WANG, Q.; CAI, L. Single and joint toxic effects of five selected pesticides on the early life stages of zebrafish (Danio rerio). **Chemosphere**, Oxford, v. 170, p. 61-67, mar. 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.02

WEISNER, O.; FRISCHE, T.; LIEBMANN, L.; REEMTSMA, T.; ROB-NICKOLL, M.; SCHAFFER, R.B.; SCHEFFER, A.; SCHOLZ-STARKE, B.; VORMEIER, P.; KNILLMANN, S.; LIESS, M. 2021. Risk sediments in the Pardo River. **Procedia Engineering,** Amsterdam, v. 162, p. 230–237, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.046.

WESTON, D. P.; SCHLENK, D.; RIAR, N.; LYDY, M. J.; BROOKS, M. L. Effects of pyrethroid insecticides in urban runoff on Chinook salmon, steelhead trout, and their invertebrate prey. **Environmental Toxicology and Chemistry,** Hoboken, v. 34, p. 649–657, 2015

XIE, W.; ZHAO, J.; ZHU, X.; CHEN, S. Pyrethroid bioaccumulation in wild fish linked to geographic distribution and feeding habit. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 430, p. 128470, maio 2022. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128470.

YANG, C.; WHASUN, L.; CANÇÃO G. Mediation of oxidative stress toxicity induced by pyrethroid pesticides in fish. Comp. Biochem. **Physiol. C. Toxicol. Pharmacol**. 234, 108758. 2020.

YANG, G.; LV, L.; DI, S.; LI, X.; WENG, H.; WANG, X.; WANG, Y. Combined toxic impacts of thiamethoxam and four pesticides on the rare minnow (Gobiocypris rarus). **Environmental Science And Pollution Research**, Heidelberg, v. 28, n. 5, p. 5407-5416, 23 set. 2020. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-10883-0.

YASUDA, M.; SAKAMOTO, Y.; GOKA, K.; NAGAMITSU, T.; TAKI, H. Insecticide Susceptibility in Asian Honey Bees (*Apis cerana* - Hymenoptera: Apidae) and Implications for Wild Honey Bees in Asia. **Journal of Economic Entomology**, Cary, v. 110, v. 2, p. 447-452, 2017. DOI: https://doi.org/10.1093/jee/tox032.

ZACARIAS, R. **Consumo, lixo e educação ambiental.** Juiz de Fora: FEME, 2000.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática**: princípios e aplicações. São Carlos: Rima; 2006;

ANEXO A - Folha de aprovação da Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA) do Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos (UNIFEB).

unifeb

Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos – UNIFEB
Comissão de Ética no Uso de Animais- CEUA

CEUA unifeb

Barretos, 11 de maio de 2023.

CERTIFICADO

Certificamos para os devidos fins que o protocolo nº 02_23_CEUA_FEB do estudo intitulado "Ecotoxicidade e risco ambiental da mistura dos inseticidas Tiametoxam e Lambda-cialotrina para bioindicadores aquáticos", sob Responsabilidade da Profa. Dra. Juliana Heloisa Pinê Américo Pinheiro, está de acordo com os Princípios Éticos na Experimentação Animal adotado pelo Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA), foi aprovado junto a COMISÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS – CEUA do Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos, São Paulo, Brasil em reunião ordinária de 05 de abril de 2023.

Prof. Dr. Claudinei da Cruz

-Coordenador/CEUA/UNIFEB-

Dr. Claudinei da Cruz
Coordenador da CEUA/UNIFEB
RG: 27.652.691-0
CRBio-01 n. 79397/01-D