

**Universidade do Extremo Sul Catarinense
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais**

**ANÁLISE ECOTOXICOLÓGICA DA INTERAÇÃO ENTRE METAIS PESADOS
E AGROTÓXICOS PRESENTES NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO URUSSANGA - SANTA CATARINA, BRASIL**

Lize Cancelier Caldas

Criciúma, SC

2025

Lize Cancelier Caldas

ANÁLISE ECOTOXICOLÓGICA DA INTERAÇÃO ENTRE METAIS PESADOS
E AGROTÓXICOS PRESENTES NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO URUSSANGA - SANTA CATARINA, BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul
Catarinense como parte dos requisitos para à obtenção
do título de Doutora em Ciências Ambientais.

Área de concentração:

Sociedade, Meio Ambiente e Desenvolvimento

Orientador: Prof. Dr. Carlyle Torres Bezerra de Menezes

Criciúma, SC

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

C145a Caldas, Lize Cancelier.

Análise ecotoxicológica da interação entre metais pesados e agrotóxicos presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga - Santa Catarina, Brasil / Lize Cancelier Caldas. - 2025.

110 p. : il.

Tese (Doutorado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Criciúma, 2025.

Orientação: Carlyle Torres Bezerra de Menezes.

1. Toxicologia ambiental. 2. Produtos químicos agrícolas. 3. Produtos químicos agrícolas - Legislação. 4. Metais pesados. 5. Legislação ambiental. 6. Urussanga, Rio, Bacia (SC) - Contaminação. I. Título.

CDD 23. ed. 571.959

Bibliotecária Eliziane de Lucca Alosilla - CRB 14/1101
Biblioteca Central Prof. Eurico Back - UNESC



PARECER

Os membros da Comissão Examinadora homologada pelo Colegiado de Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais reuniram-se para realizar a arguição da Tese de Doutorado apresentada pela candidata **LIZE CANCELIER CALDAS**, sob o título: “**EFEITOS SINÉRGICOS RESULTANTES DA INTERAÇÃO ENTRE METAIS PESADOS E AGROTÓXICOS AO LONGO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO URUSSANGA - SANTA CATARINA, BRASIL**”, para obtenção do grau de **DOUTORA EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS** no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC. Após haver analisado o referido trabalho e arguida a candidata, os membros são de parecer pela “**APROVAÇÃO**” da Tese.

Criciúma/SC, 9 de setembro de 2025.



Documento assinado digitalmente
Claudia Regina dos Santos
Data: 04/12/2025 08:55:22-0300
CPF: ***.072.079-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Profa. Dra. Cláudia Regina dos Santos

Primeiro Examinador

Documento assinado digitalmente



CRISTINA MOREIRA LALAU
Data: 17/12/2025 07:30:11-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Profa. Dra. Cristina Moreira Lalau

Segundo Examinador

Documento assinado digitalmente



ALVARO JOSE BACK
Data: 10/11/2025 19:46:55-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. Álvaro José Back

Terceiro Examinador

Documento assinado digitalmente



PATRICIA DE AGUIAR AMARAL
Data: 01/12/2025 09:40:49-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Profa. Dra. Patricia de Aguiar Amaral

Quarto Examinador

Documento assinado digitalmente



CARLYLE TORRES BEZERRA DE MENEZES
Data: 10/11/2025 18:05:09-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. Carlyle Torres Bezerra de Menezes

Presidente e Orientador

*Não há desenvolvimento sustentável sem enfrentar
a desigualdade social e a destruição ambiental.
A economia tem que servir à vida, não ao capital.*

Maria da Conceição Tavares

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, aos meus antepassados da Família Cancelier, imigrantes italianos que chegaram a estas terras e, com coragem e perseverança, fixaram-se às margens do Rio Maior (Urussanga/SC). Habitaram sob uma figueira até que pudessem erguer, com esforço e dignidade, o primeiro lar. Sinto profunda honra por essa história de luta e resiliência, que molda minhas raízes e me permite, hoje, ser quem sou e caminhar em direção aos meus sonhos. É com esse legado que sigo, na esperança de, por meio deste trabalho, contribuir para um meio ambiente mais equilibrado e justo para as gerações que virão.

À minha família, expresso minha gratidão por compreenderem as ausências e distâncias que a vida acadêmica impõe. À minha mãe, Maria Cristina, mulher de força admirável, obrigada por me alentar nos momentos mais difíceis e por nunca permitir que me faltasse o essencial. Ao meu pai, Robson (*in memoriam*), agradeço pelas palavras de incentivo e pelo carinho que me inspiraram a trilhar um caminho na área da saúde. A ambos, o reconhecimento por escolherem, como critério, além de ternura e visão, um nome que soasse bem com o título Doutora, que hoje carrego com orgulho, por representar não apenas a realização de um sonho pessoal, mas também o de quem me criou com amor e esperança.

Ao meu orientador, Professor Doutor Carlyle Torres Bezerra de Menezes, minha sincera gratidão pelos anos de orientação generosa, paciência e compromisso com a formação acadêmica.

Agradeço também à equipe do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas (IPAT/UNESC) pela constante solicitude, em especial à Gabriëlle Cavaler, pelo apoio dedicado durante os testes ecotoxicológicos; ao Renato Colares, pela valiosa contribuição nas análises estatísticas; e à Jéssica Piacentini, do Laboratório de Química, sempre atenciosa e prestativa em disponibilizar os materiais experimentais.

Reconheço, com gratidão, o apoio financeiro concedido pelo Fundo de Apoio à Manutenção e ao Desenvolvimento da Educação Superior Catarinense (FUMDESC/UNIEDU), fundamental para a continuidade dos meus estudos.

E por fim, aos colegas de doutorado, deixo meu carinho pelo companheirismo e por tornarem as jornadas em sala de aula e no laboratório, mais leves e enriquecedoras.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 ASPECTOS LEGAIS	15
2.1 Legislação Brasileira <i>versus</i> Legislação Internacional.....	15
2.2 Influência dos incentivos fiscais na prática agrícola	23
2.3 Impactos socioambientais causados pelo uso de agrotóxicos	26
3 MECANISMOS BIOGEOQUÍMICOS.....	31
3.1 Efeitos sinérgicos e cumulativos	33
3.2 Bioindicadores	42
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	48
4.1 Área de estudo	48
4.2 Análise dos parâmetros físico-químicos.....	49
4.3 Análises ecotoxicológicas com <i>Daphnia magna</i>	50
4.4 Caracterização dos agrotóxicos	53
4.5 Delineamento amostral	55
4.6 Análises estatísticas	56
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1 Ensaios ecotoxicológicos.....	57
5.2 Discussão dos resultados frente do contexto nacional.....	61
6 REVISÃO DAS LEIS VIGENTES	76
6.1 Revogação da Lei do Ensino Obrigatório de Carvão	76
6.2 Revogação na Lei de Regulamentação de Venda de Agrotóxicos	78
5.3 Alteração na Lei da Zona Livre de Agrotóxicos	81
6.4 Atualização da Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde	82
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	85
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88
APENDICE A: Projeto de Lei do Ensino Obrigatório do Carvão	106
APENDICE B: Projeto de Lei de Regulamentação e Venda de Agrotóxicos.....	108
APENDICE C: Projeto de Lei Complementar da Zona Livre de Agrotóxicos.....	110

Resumo

A Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, sul de Santa Catarina, tem sido historicamente impactada por atividades antrópicas, especialmente pela mineração de carvão e pelo uso intensivo de agrotóxicos na rizicultura, resultando na contaminação dos compartimentos aquáticos e sedimentares por metais pesados e resíduos tóxicos acima dos limites legais. Essa poluição contínua tem ocasionado efeitos adversos à biota aquática e representa riscos potenciais à saúde humana. A legislação ambiental brasileira mostra-se deficiente e permissiva, não estabelecendo limites específicos para diversos agrotóxicos amplamente utilizados, além de admitir padrões permissivos para elementos como ferro, manganês e zinco. Diante desse cenário, esta pesquisa avaliou os efeitos ecotoxicológicos em formulações comerciais dos agrotóxicos Cipermetrina®, Engeo Pleno®, Loyant® e Bim Max®, de forma isolada, em combinação entre si e em coexposição aos metais pesados oriundos da atividade mineradora, com o objetivo de subsidiar o aprimoramento da legislação ambiental vigente. Nesse sentido, o presente trabalho revisa e propõe alterações na legislação municipal de Criciúma, com ênfase na educação ambiental e na comercialização de agrotóxicos. Para tanto, foram realizados bioensaios de toxicidade aguda, durante 48h de exposição dos neonatos do microcrustáceo *Daphnia magna*, as concentrações de 20 µg/L, 10 µg/L, 1,0 µg/L, 0,1 µg/L, 0,01 µg/L e 0,001 µg/L para agrotóxicos e, 5 mg/L de zinco, 0,3 mg/L de ferro e 0,1 mg/L de manganês. Os ensaios foram executados visando à determinação das Concentrações Efetivas Medianas (CE₅₀) e os resultados demonstraram que todas as concentrações testadas causaram efeitos significativos sobre a sobrevivência e mobilidade dos organismos, tanto para agrotóxicos como para os metais pesados, mesmo em doses consideravelmente baixas, indicando a inexistência de níveis seguros de exposição para os compostos avaliados. Observou-se também, a interação antagonista entre os agrotóxicos quando aplicados em conjunto, bem como, na presença dos metais pesados. Esses achados refutam a hipótese de segurança toxicológica para os agrotóxicos testados e evidenciam falhas na legislação brasileira, que não contempla os efeitos combinados entre múltiplos contaminantes presentes em ambientes naturais. Nesse sentido, conclui-se que é urgente a reformulação das normativas ambientais, incorporando dados oriundos de estudos ecotoxicológicos com organismos indicadores e considerando interações químicas complexas entre os poluentes. Para além disso, ressalta-se a necessidade de ações integradas que promovam a redução do uso de substâncias tóxicas, a adoção de práticas agrícolas sustentáveis e o fortalecimento de políticas públicas que priorizem a proteção dos ecossistemas e da saúde das populações humanas e não humanas.

Palavras-chave: agrotóxicos; metais pesados; *Daphnia magna*; toxicologia; legislação ambiental.

Abstract

The Urussanga River Basin, located in southern Santa Catarina, has been historically impacted by anthropogenic activities, particularly coal mining and the intensive use of pesticides in rice cultivation. These practices have resulted in the contamination of aquatic and sedimentary compartments with heavy metals and toxic residues above legal thresholds. This ongoing pollution has caused adverse effects on aquatic biota and poses potential risks to human health. Brazilian environmental legislation has proven to be both deficient and permissive, as it fails to establish specific limits for several widely used pesticides and allows lenient standards for elements such as iron, manganese, and zinc. In this context, the present study evaluated the ecotoxicological effects of the commercial pesticide formulations Cypermethrin®, Engeo Pleno®, Loyant®, and Bim Max®, both individually, in combination, and under co-exposure with heavy metals derived from mining activities, aiming to support the improvement of current environmental legislation. Accordingly, this research also reviews and proposes amendments to the municipal legislation of Criciúma, emphasizing environmental education and the regulation of pesticide commercialization. Acute toxicity bioassays were conducted using *Daphnia magna* neonates exposed for 48 hours to pesticide concentrations of 20 µg/L, 10 µg/L, 1.0 µg/L, 0.1 µg/L, 0.01 µg/L, and 0.001 µg/L, as well as to 5 mg/L of zinc, 0.3 mg/L of iron, and 0.1 mg/L of manganese. The assays aimed to determine the median effective concentrations (EC₅₀). The results demonstrated that all tested concentrations produced significant effects on the survival and mobility of the organisms, for both pesticides and heavy metals, even at very low doses, indicating the absence of safe exposure levels for the evaluated compounds. An antagonistic interaction was also observed among the pesticides when applied together, as well as in the presence of heavy metals. These findings refute the hypothesis of toxicological safety for the tested pesticides and highlight weaknesses in Brazilian environmental legislation, which fails to account for the combined effects of multiple contaminants present in natural environments. Therefore, it is concluded that an urgent reformulation of environmental regulations is required, incorporating data from ecotoxicological studies with bioindicator organisms and considering complex chemical interactions among pollutants. Furthermore, integrated actions are essential to reduce the use of toxic substances, promote sustainable agricultural practices, and strengthen public policies that prioritize the protection of ecosystems and the health of both human and non-human populations.

Keywords: pesticides; heavy metals; *Daphnia magna*; toxicology; environmental legislation.

1 INTRODUÇÃO

A Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga (RH10), localizada no Sul de Santa Catarina, apresenta características visíveis e preocupantes de degradação ambiental. Além das intensas atividades de mineração de carvão há mais de 100 anos, atualmente, as atividades agrossilvopastoris de rizicultura (SAVI *et al.*, 2012), cultura de milho, avicultura, bovinocultura, suinocultura, setores de cerâmica e de metalmeccânica que movimentam a economia local (MATTEI, 2011) encontram-se próximos aos cursos de água.

Desde 1940, a fauna e a flora convivem com os impactos causados pela lavra mecanizada de carvão a céu aberto (CETEM, 2001) e com o lançamento de esgoto doméstico (BACK *et al.*, 2016). Segundo Schnack e colaboradores (2018), no estuário do Rio Urussanga, as concentrações de metais como ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) encontram-se acima dos parâmetros estabelecidos pela legislação ambiental, expondo a gravidade da contaminação, tornando-se difícil mensurar a amplitude dos impactos ambientais. A região estuarina sofre com o excesso de dejetos e sedimentos contaminados que causam danos permanentes na balneabilidade, comprometendo a biodiversidade e afetando a fonte de sobrevivência das famílias de pescadores artesanais.

Conforme destacado por Paiva (2004), durante décadas, efluentes industriais foram descarregados nos ambientes naturais sem qualquer tipo de tratamento prévio, o que resultou na incorporação de compostos tóxicos aos ecossistemas. Essa contaminação tem provocado impactos diretos e indiretos nos organismos vivos, interferindo em diversos processos biológicos. Um exemplo claro de dano direto é a elevada mortalidade de peixes, enquanto os efeitos mais críticos estão associados à exposição intermitente a baixas concentrações dessas substâncias, que, apesar de discretas, podem desencadear alterações significativas no funcionamento biológico.

A cadeia alimentar humana é constantemente reabastecida com elementos essenciais e não essenciais, em grande parte em decorrência do uso intensivo de agroquímicos, da utilização de águas residuais urbanas, da liberação de efluentes industriais e da irrigação com esgoto não tratado (TONGESAYI *et al.*, 2013). A presença desses elementos, quando em concentrações superiores aos níveis considerados seguros, pode levar ao aparecimento de anormalidades fisiológicas e morfológicas, além de mutações genéticas, comprometendo o crescimento, o desenvolvimento e a integridade genética dos organismos expostos (LI *et al.*, 2010).

As culturas alimentares, componentes fundamentais da dieta humana, podem acumular metais pesados, dependendo das características físico-químicas do meio de cultivo (YANG *et al.*, 2011). Nesse contexto, a principal via de exposição humana aos metais pesados é a ingestão de vegetais contaminados, que representam cerca de 90% da carga total absorvida. Os 10% restantes decorrem da exposição dérmica e da inalação de poeiras contaminadas (KHAN *et al.*, 2014). Diante do aumento da demanda por alimentos nas últimas décadas, a segurança alimentar tornou-se uma questão prioritária de saúde pública, especialmente em relação à presença de contaminantes metálicos nos alimentos.

A persistência ambiental dos metais pesados está relacionada à sua resistência à biodegradação. Essa característica favorece sua bioacumulação em diversos compartimentos biológicos de organismos expostos, como cérebro, fígado, ossos e tecido adiposo. Em nível celular, esses elementos exercem efeitos cumulativos consideravelmente danosos, uma vez que suas propriedades químicas permitem a formação de complexos estáveis com grupos funcionais de proteínas e enzimas, alterando sua estrutura e funcionalidade. Nas membranas celulares, os metais interferem no transporte de substâncias essenciais à vida e na permeabilidade das barreiras biológicas, comprometendo a homeostase celular e estando associados à indução de processos mutagênicos e carcinogênicos (MUNIZ & OLIVEIRA-FILHO, 2006; ZHU & COSTA, 2020).

O ferro, por exemplo, embora seja um metal essencial, pode apresentar efeitos tóxicos em concentrações elevadas. Em excesso, o ferro reage com o peróxido de hidrogênio, gerando radicais hidroxila altamente reativas, que iniciam processos oxidativos capazes de causar danos significativos às membranas celulares e a outras estruturas intracelulares humanas (SOUZA, 2017).

O manganês, por sua vez, é um dos metais pesados tóxicos mais abundantes no ambiente. Embora seja indispensável a diversas funções fisiológicas, sua ingestão em excesso pode desencadear toxicidade sistêmica significativa (O'NEAL & ZHENG, 2015). Em exposições agudas, o manganês pode exercer efeitos neuroprotetores por meio da modulação da apoptose celular. No entanto, em concentrações elevadas e sob exposição crônica, esse metal está associado ao desenvolvimento de distúrbios neurológicos graves, como as doenças de Alzheimer e Parkinson, provocando apoptose neuronal e desregulação da homeostase neural (GOLDHABER, 2003).

O zinco também representa uma importante fonte de contaminação ambiental, sendo largamente liberado durante o processamento de carvão mineral, afetando negativamente os

ecossistemas e os organismos vivos (ZHANG *et al.*, 2012). Assim como o ferro, o zinco pode comprometer o neurodesenvolvimento, especialmente quando em concentrações excessivas no tecido cerebral, resultando em prejuízos ao desenvolvimento neurológico (PROHASKA, 2000).

Em 2018, o Plano Estadual de Recursos Hídricos, classificou a Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga (BHRU) como uma das piores regiões do estado, visto que o rio é comprometido pelos metais pesados muito próximo a sua nascente no Rio Maior e, mesmo assim, determinados locais recebem água captada do Rio Vargedo, como é o caso da comunidade localizada em Treze de Maio (VIRTUOSO, 2019). Além disso, o pH em meio aquático da região é baixo, interferindo na taxa de hidrólise dos compostos químicos, aumentando a sobrevivência e os níveis de toxicidade dos poluentes mediante ação dos efeitos sinérgicos, resultando ainda mais no comprometimento da região (SCUSSEL, 2016).

No 11º Relatório sobre os Indicadores Ambientais nas Bacias Hidrográficas da Região Carbonífera, os rios que compõem a Bacia do Rio Urussanga foram incluídos na Classe 2 da nº 357, de 17 de março de 2005, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que dispõe sobre a classificação e condições e padrões de lançamentos para os padrões de qualidade da água. Nessa classe, os rios são destinados ao abastecimento humano, a proteção da comunidade aquática, as atividades de lazer, bem como irrigação e pesca, fatos esses, incompatíveis com as condições encontradas atualmente (CBHRU, 2010).

Devido à proximidade dos mananciais que o cultivo de arroz irrigado requer, os recursos hídricos na região Sul de Santa Catarina estão comprometidos pelo uso de agrotóxicos e, conseqüentemente, o abastecimento de água potável para as comunidades também, já que as Estações de Tratamento de Água (ETA) não investem em tecnologia para eliminar os compostos químicos oriundos dessa prática (GASPARINI e VIEIRA, 2010). Alguns estudos comprovam o aparecimento de distúrbios neurológicos (ARAÚJO *et al.*, 2007), tumores, mutações genéticas, desregulações endócrinas (ELGUETA *et al.*, 2021) e reprodutivos em seres humanos, bem como alterações no crescimento, na alimentação e na reprodução dos peixes (MORAES *et al.*, 2011).

De acordo com Centanni e colaboradores (2023), a presença de agrotóxicos em corpos d'água, especialmente em águas superficiais e subterrâneas, configura um grave problema de saúde pública. Tal preocupação decorre do fato de que muitos desses compostos apresentam elevada persistência ambiental, devido à sua resistência à degradação, além de apresentarem solubilidade suficiente para serem transportados a longas distâncias a partir do ponto original

de aplicação. Dessa forma, sua presença em diferentes compartimentos ambientais torna-se relevante e demanda atenção. Assim, a investigação do comportamento ambiental desses contaminantes é fundamental, sobretudo para a adequada avaliação da exposição humana e para a implementação de estratégias de mitigação dos riscos associados.

Considerando que os alimentos representam uma via expressiva de exposição humana ao uso de agrotóxicos, cresce a preocupação em garantir uma alimentação segura e saudável para a população. Nesse contexto, diversos estudos têm se dedicado à análise da presença de nutrientes e contaminantes em alimentos amplamente consumidos, considerando diferentes perfis populacionais e realidades socioeconômicas (SOUZA *et al.*, 2023).

A legislação brasileira voltada à regulamentação do uso de agrotóxicos, bem como os mecanismos de fiscalização a ela associados, exerce influência direta não apenas sobre o abastecimento e a segurança alimentar no contexto nacional, mas também sobre as dinâmicas globais de produção e consumo, desempenhando papel estratégico na promoção da saúde humana e na conservação ambiental. Segundo Souza e demais pesquisadores (2023), ainda que a legislação vigente busque estabelecer um equilíbrio entre os riscos e os benefícios advindos da aplicação de pesticidas na agricultura, persistem lacunas significativas. Muitos compostos ainda não regulamentados permanecem sendo detectados em concentrações elevadas em matrizes ambientais e alimentares. Diante desse cenário, torna-se evidente a necessidade de ampliar os esforços científicos para aprofundar o conhecimento acerca dos agrotóxicos aos quais a população está cotidianamente exposta. Tal aprofundamento é imprescindível para a realização de avaliações de risco mais robustas e embasadas.

Ao mesmo tempo que as atividades econômicas da região geram riquezas, também comprometem o solo e os recursos hídricos superficiais e subterrâneos (VIRTUOSO, 2019). Se continuarmos nesse ritmo, nos próximos anos as bacias hidrográficas do sul de Santa Catarina serão insuficientes para atender às demandas por água (FERREIRA, 2017; VIRTUOSO, 2019).

Portanto, frente aos impactos causados pelos metais pesados oriundos da extração de carvão mineral e dos ingredientes ativos presentes nos agrotóxicos utilizados na rizicultura, bem como, a carência de parâmetros na legislação e a flexibilização do uso de agrotóxicos no Brasil, questiona-se: quais efeitos ecotoxicológicos causam esses compostos individualmente e em sinergia? Quais seriam as concentrações letais dos principais agrotóxicos usados na rizicultura? O que deve ser feito para minimizar os impactos causados pelos agrotóxicos e

pelos metais pesados? A legislação vigente contempla limites seguros de agrotóxicos e metais pesados para os organismos aquáticos?

Nesse sentido e levando em consideração as questões norteadoras apontadas até aqui a fim de compreendê-las, as hipóteses formuladas para este trabalho são as seguintes: (1) a presença dos ingredientes ativos oriundos dos agrotóxicos e dos compostos químicos resultantes das atividades de mineração potencializam os efeitos sinérgicos; (2) é possível estabelecer uma dose segura de agrotóxicos para os microcústáceos passível de ser implementada na legislação vigente.

A partir dessas hipóteses, definiu-se como objetivo geral da pesquisa, avaliar o comportamento dos agrotóxicos utilizados na rizicultura e dos metais pesados oriundos das atividades de mineração de carvão, por meio de análises ecotoxicológicas, propondo o aperfeiçoamento da legislação brasileira em vigor. Nesse contexto, estabeleceram-se como objetivos específicos:

- I. Realizar o levantamento dos agrotóxicos utilizados atualmente pelas comunidades da Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga no cultivo de arroz;
- II. Determinar os agrotóxicos mais utilizados na região e que não estão contemplados na legislação brasileira vigente para posteriormente utilizá-los nos ensaios ecotoxicológicos;
- III. Testar a ecotoxicidade dos agrotóxicos e dos metais pesados (ferro, manganês e zinco) por meio de bioensaios expondo indivíduos neonatos de *Daphnia magna*;
- IV. Determinar a toxicidade agrotóxicos mais utilizados da rizicultura ao longo da Bacia do Rio Urussanga;
- V. Avaliar se existem efeitos sinérgicos e antagônicos entre agrotóxicos e os metais pesados utilizados nas atividades econômicas da região;
- VI. Revisar a legislação brasileira, estadual e municipal vigente e propor alterações para diminuir a flexibilização do uso de agrotóxicos.

Assim sendo, para que os objetivos pretendidos sejam alcançados, o presente trabalho está estruturado em cinco seções subsequentes, além da introdução, onde abordamos aspectos importantes sobre o uso dos agrotóxicos e dos metais pesados no Brasil e no Estado de Santa Catarina. Após a caracterização do estudo e dos ensaios ecotoxicológicos, são discutidos os resultados e apresentadas as revisões da legislação vigente municipal e estadual passíveis de mudanças.

A ausência de regulamentações mais restritivas contribui para a degradação da qualidade da água, comprometendo sua potabilidade, os usos múltiplos e os serviços ecossistêmicos associados. Portanto, torna-se imperativo propor marcos legais mais protetivos, baseados no princípio da precaução, visando à redução dos riscos ambientais e à promoção do desenvolvimento sustentável para todos os organismos, humanos e não humanos.

Dessa forma, os resultados deste estudo não se limitam apenas em trazer novas perspectivas em relação aos impactos causados pela interação dos poluentes gerados ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, mas também, propiciar base científica para que a legislação brasileira, tenham mais respaldo para conter o uso indiscriminado de agrotóxicos utilizados na rizicultura e a exploração de carvão mineral, impulsionando mudanças e a transição ecológica.

2 ASPECTOS LEGAIS

O arroz é o alimento que mais compõe a cesta básica em todas as regiões do Brasil (MDS, 2020). Entretanto, desde 2015, o cultivo de arroz por hectare vem apresentando diminuição (BOMBARDI, 2017).

Segundo Valadares e colaboradores (2020), em áreas brasileiras onde encontramos o registro da intensificação do uso de agrotóxicos, observa-se também, a redução de área colhida de lavouras ligadas à alimentação tradicional brasileira, indicando a diminuição das áreas de colheita de arroz, feijão e mandioca. O arroz, por exemplo, em 2006 representou 43,5% de área colhida, já em 2017, caiu para 26%.

De 2010 a 2018, o consumo de agrotóxicos cresceu 40%, mais do que o dobro do aumento de área cultivada no Brasil e, de janeiro de 2019 a julho de 2020, 40% dos ingredientes ativos dos agrotóxicos autorizados para uso no país, não eram permitidos na União Europeia (UE) (HESS *et al.*, 2021). Dos 100 agrotóxicos liberados para o cultivo de arroz brasileiro, 25 deles são proibidos na UE (BOMBARDI, 2017). De janeiro de 2019 a junho de 2020, os cultivos agrícolas que reuniram mais de 50 novos agrotóxicos liberados foram: soja, algodão, milho, cana-de-açúcar, feijão, citrus, tomate, trigo, batata, arroz e maçã (HESS *et al.*, 2021).

2.1 Legislação Brasileira *versus* Legislação Internacional

Segundo A Lei dos Agrotóxicos nº 7.802 de 11 de julho de 1989, revogada pela [Lei nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023](#), que dispõe sobre pesquisa, experimentação, produção, utilização e fiscalização de agrotóxicos, diz que agrotóxicos são produtos e agentes de processos físicos, químicos ou em mistura com biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens ou na proteção de florestas plantadas, alterando a composição da flora ou da fauna para preservá-las da ação danosa de seres nocivos. Em 2008, o Brasil se tornou o maior consumidor desse tipo de produto no mundo (CARNEIRO *et al.*, 2015). Em 2009, tornou-se, também, o maior consumidor desse mercado e, desde 2012, vem sendo considerado o maior importador de agrotóxicos do mundo, segundo a IFOAM (Federação Internacional dos Movimentos de Agricultura Orgânica, 2018b).

No Brasil, segundo Bombardi (2017), percebe-se que a produção agrícola se consolida por meio de cultivos que se convertem em *commodities* ou agrocombustíveis, onde a produção de agrotóxicos é intensa. Nota-se também, que o consumo de agrotóxicos no país, vem aumentando nos últimos anos, visto que, de 2000 a 2014 o consumo aumentou em 135%. A região Sul do Brasil, entre os anos de 2012 a 2014, ocupou o segundo lugar no ranking do uso de agrotóxicos, atrás apenas da região centro-oeste (BOMBARDI, 2017), posição esta que se configura também no último Boletim Anual de Produção, Importação, Exportação e Vendas de Agrotóxicos no Brasil (IBAMA, 2020). A região sul, fica em primeiro lugar quando os critérios são as porcentagens por estabelecimentos (IBGE, 2017) e a proporção de consumo de agrotóxicos formulados com ingredientes ativos novos, o que representa 11% do total ou 182 produtos novos consumidos entre 2016 a 2019 (VALADARES *et al*, 2020).

No Brasil, não há previsão de revisão periódica do registro de agrotóxicos e são utilizadas grandes variedades de ingredientes ativos proibidos em outros países (FRIEDRICH *et al.*, 2021). Porém, o Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, que dispõe sobre a pesquisa, experimentação, produção, embalagem, transporte, armazenamento, uso, descarte, comercialização, registro, classificação e fiscalização desses produtos, visando garantir a segurança ambiental, a saúde pública e o uso responsável, diz que essa revisão poderia acontecer a qualquer momento desde que houvesse um alerta internacional, denúncias por instituições de referência e novos estudos científicos. Entretanto, mesmo em casos em que avisos efetivos internacionais ocorreram, pode-se observar ações judiciais movidas por instituições vinculadas ao agronegócio, dificultando as revisões do uso de agrotóxicos no país (FRANCO e PELAEZ, 2016).

O predomínio desse modo produtivo é consequência da necropolítica neoliberal baseada no rendimento a curto prazo que se agravou devida crise sanitária causada pela Covid19, tida como mais uma oportunidade de praticar o biopoder pelo governo liderado pelo Partido Liberal para a flexibilização do uso de agrotóxicos, fortalecendo os interesses do mercado financeiro e o racismo ambiental que enfraquece as medidas preventivas em defesa da saúde (GURGEL *et al*, 2021).

Mesmo diante desse cenário, o ritmo de liberação de agrotóxicos no Brasil tem aumentado significativamente. Entre 2005 e 2019, 3.151 novos agroquímicos foram registrados no país, sendo que a maioria desses registros foram concedidos a partir de 2016, onde apenas 20% dos produtos liberados em 2019 são de baixa toxicidade (BRASIL, 2025). Segundo Gurgel e colaboradores (2021), de janeiro de 2019 a dezembro de 2020, observou-se

a liberação do maior número de agrotóxicos liberados no Brasil do que em qualquer outro período histórico, sendo que: 48,14% dos agrotóxicos aprovados são de classe II e possuem potencial de periculosidade ambiental, como a contaminação da água, do solo e das espécies; 34,10% são de classe III considerados perigosos ao ambiente e 3,12% são altamente perigosos ao meio ambiente (classe I). Isso quer dizer que 85,36% dos ingredientes ativos aprovados possuem grau de periculosidade e somente 14,64% são categorizados como pouco perigosos. Considerando apenas os registros concebidos durante o governo liderado pelo Partido Liberal, durante os anos de 2019 a 2022, somatizam 2.182 produtos (BRASIL, 2025).

Com a mudança de governo, as concessões continuaram subindo, embora em ritmo levemente menor que no governo anterior (Figura 1). A partir do dia 1º de janeiro de 2023 até o maio de 2025, durante a gestão do Partido dos Trabalhadores e conforme os dados disponibilizados pelo Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), em planilhas de acompanhamento da Consulta de Agrotóxicos no site oficial, desde início de seu mandato em janeiro de 2023 a junho de 2025, foram aprovados 1.475 produtos, sendo que esse número não para de crescer. Somente no ano de 2025 até o dia 7 de julho, já foram aprovados 257 produtos (BRASIL, 2025).

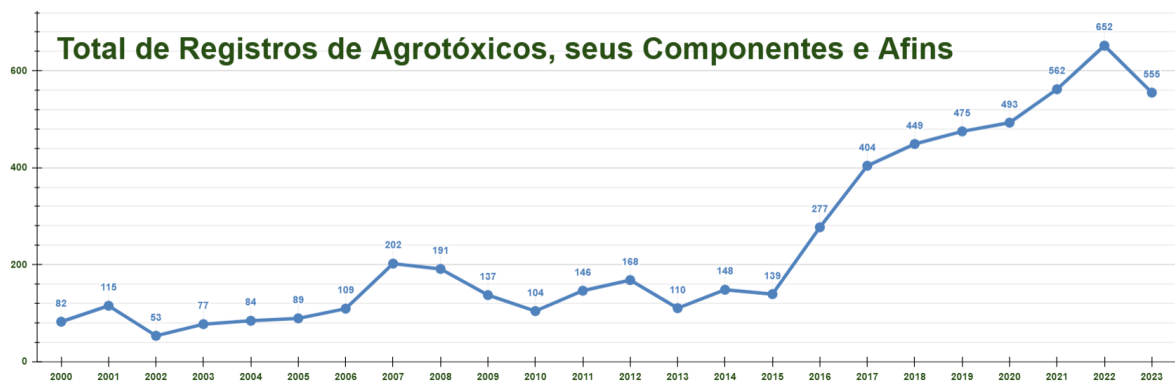


Figura 1: registros de novos produtos concedidos pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento de 2000 a 2023 (Fonte: Brasil, 2025).

A Lei Federal nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023, aprovada com vetos, trata-se das etapas de pesquisa, experimentação, produção, embalagem, rotulagem, transporte, armazenamento, comercialização, utilização, importação e exportação de agrotóxicos, produtos técnicos, afins e de controle ambiental, registro, classificação, controle, inspeção e fiscalização, gestão de resíduos e embalagens. Dentre os objetivos, está a flexibilização do uso de agrotóxicos, bem como agilizar os processos de registro, gerando intenso debate entre setores da sociedade civil, ambientalistas e especialistas em saúde pública, que a criticam por

possíveis flexibilizações nos critérios de toxicidade e impactos ambientais, substituindo uma abordagem precaucionária por uma mais permissiva.

Determinadas lacunas também podem ser observadas na regulamentação dos compostos agrotóxicos. A legislação brasileira, por meio do Decreto nº 5.981 de 6 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a pesquisa, produção, embalagem, rotulagem, registro, classificação e seus componentes, estabelece a exigência de avaliação da equivalência para produtos que contenham os mesmos ingredientes ativos, em concentrações iguais ou inferiores àqueles presentes em agrotóxicos previamente registrados. No entanto, o referido decreto não define de forma precisa se a formulação deve ser idêntica à do produto de referência, o que permite a inclusão de adjuvantes distintos que podem modificar significativamente o perfil toxicológico da formulação final, com potenciais implicações para a saúde humana e ambiental (SOUZA *et al.*, 2023).

Como resultado da flexibilização desses registros, os preços tendem a diminuir, aumentando seu consumo (VALADARES *et al.*, 2020) e potencializando danos à saúde (RODRIGUES e FÉRES, 2022). Por isso, verificar os fatores que afetam a saúde da população é fundamental para o desenvolvimento do país, considerando que os danos ao trabalhador diminuem a produtividade e formação de capitais humanos, gerando impactos a longo prazo, sendo que quem reside em meio rural está mais vulnerável às intoxicações (RODRIGUES e FÉRES, 2022).

No ano de 2024, aprovou-se a Lei nº 15.070, de 23 de dezembro de 2024, conhecida com a Lei de Bioinsumos, dispõe sobre a produção, registro, comercialização e uso de desses produtos na agricultura, pecuária, aquicultura e florestas, regulamentando de forma abrangente o setor. Seu escopo abrange todas as etapas do ciclo de vida, desde a produção até a destinação final de resíduos e embalagens. A lei também altera dispositivos das Leis nº 14.785/2023, a fim de harmonizar e atualizar o marco regulatório dos bioinsumos, promovendo uma base legal mais robusta para o desenvolvimento sustentável da agropecuária nacional. Entre seus objetivos principais, destacam-se o estímulo à inovação tecnológica, o fomento à agricultura sustentável e a redução da dependência de insumos químicos, por meio da valorização de produtos biológicos no manejo produtivo e ambiental.

Segundo Bombardi (2017), a legislação brasileira é determinante na flexibilização dos agrotóxicos. Enquanto a UE considera os avanços da ciência e dos estudos de impacto, não permitindo padrões de sofrimento e dores inaceitáveis que podem acometer os invertebrados, bem como, efeitos diretos ou indiretos à saúde humana ou animal e às águas subterrâneas. Na

contramão, a legislação brasileira, permite e comercializa agrotóxicos banidos da UE há mais de 15 anos, sendo que, no ano de 2017, cerca de 30% dos ingredientes ativos proibidos na UE eram liberados para os brasileiros e dois desses são os mais vendidos no Brasil atualmente (glifosato e 2,4-D).

Veja abaixo, alguns dados sobre os Limites Máximos de Resíduos (LMR) permitidos no Brasil em comparação com os limites estabelecidos pela da UE, segundo Bombardi (2017):

- O herbicida 2,4-D é o segundo agrotóxico mais vendido no Brasil e, para o cultivo de arroz, o seu LMR é 2 vezes maior do que o limite permitido na UE;
- Para a água potável, a Atrazina apresenta em 20 vezes maior concentração do que o valor estabelecido pela UE; o inseticida e acaricida Acefato e Malationa não possuem limites estabelecidos no Brasil; o Carbofurano que também é inseticida e acaricida, ultrapassa em 70 vezes o limite estabelecido pela UE; o 2,4-D e o Clorpirifós ultrapassam o limite em 300 vezes, sendo o LMR do Glifosato 5000 mil vezes superior ao permitido na EU, a concentração do herbicida Diurom é 900 vezes maior, do fungicida Tebuconazol é de 1800 vezes, correspondendo a 180 µg/L no Brasil e 0,1 µg/L na UE, e o Glifosato ultrapassa em 5000 vezes os valores estabelecidos pela UE;
- O herbicida Atrazina é o sétimo agrotóxico mais vendido no Brasil e banido desde 2004 na UE, tendo seu LMR para o cultivo de cana e milho, 5 vezes maior (0,25mg/kg) do que o permitido na UE (0,05mg/kg) e, para o café, o valor é 20 vezes maior (0,05mg/kg na UE e 1mg/kg no Brasil);
- E para o feijão, o LMR do Malationa é 400 vezes maior (0,02mg/kg na UE e 8mg/kg no Brasil).

Dos agrotóxicos autorizados no Brasil, 81% não são permitidos em pelo menos três países da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), sendo 31% deles banidos na China (ciproconazol, flumetralina, metano arseniato ácido monossódico - MSMA -, sulfentrazona e tebutiurom), 50% na Índia (cletodim, fluazinam, flumetralina, imazalil, imazaquim, lactofem, mesotriona, MSMA, nicossulfurom, picloram, procimidona, simazina, sulfloramida, tebutiurom, triclopir-butotilico) e, quando comparado a Austrália, foram identificados 114 ingredientes ativos permitidos no território brasileiro que são banidos no país (FRIEDRICH *et al.*, 2021). Dentre os 20 ingredientes ativos mais encontrados em

alimentos, segundo a ANVISA (2020), sete deles são proibidos em pelo menos três países da OCDE e 35% das amostras continham de dois até 21 tipos de resíduos de agrotóxicos diferentes. Entre janeiro de 2019 e junho de 2020, os ingredientes ativos banidos da UE e em maior número de agrotóxicos aprovados no Brasil eram: atrazina (61 produtos), fipronil (56), clorotalonil (50), hexazinona (46) e carbendazim (35) (HESS *et al.*, 2021).

O agrotóxico Roundup® que possui como ingrediente ativo o glifosato, é o herbicida sintético mais utilizado na América Latina (LAJMANOVICH *et al.*, 2019), tanto na agricultura, como em residências e indústrias no controle de plantas em estradas e linhas de rede elétrica (CONTE *et al.*, 2022). Segundo o levantamento realizado por Bombardi em 2017, esse ingrediente é o mais comercializado no Brasil sendo muito utilizado na produção de sementes transgênicas de soja, por exemplo. No ano de 2014, o glifosato superou os ingredientes ativos que ocupavam da segunda até a décima posição dentre os mais utilizados no Brasil, incluindo 2,4-D, acefato, clorpirifós, atrazina, mancozebe, metodil e diurom. Em Santa Catarina, o ingrediente ativo glifosato é o mais utilizado, seguido pelo mancozebe, 2,4-D e em quarto, o atrazina (IBAMA, 2020).

Estudos comprovando a toxicidade do glifosato já existem desde 1980 e, em 2018, a Organização Mundial da Saúde (OMS) reconheceu-o como provável carcinogênico para humanos, após pressão da Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (IARC) (CONTE *et al.*, 2022). Apesar disso, em 2019, a ANVISA considerou oficialmente que o glifosato não apresenta fatores teratogênicos, mutagênicos, carcinogênicos, não é tóxico para a reprodução e muito menos desregulador endócrino, contrariando a IARC que, em 2015, classificou-o no grupo II, como potencial cancerígeno humano e que, segundo dados, será banido a partir de 2022 na França (Bombardi, 2017). No Brasil, atualmente, o glifosato é liberado mesmo sendo classificado como perigoso ao meio ambiente e pertence a Classe III.

O glifosato é considerado um desafio também pelo fato de existir resistência por parte dos produtores quanto a sua restrição. Devido ao fato de que cada país possui sua legislação, o glifosato na Europa, por exemplo, é restrito somente para o uso de pessoas treinadas (EUROPEAN PARLIAMENT, 2020). Outro exemplo disso é o uso de glufosinato, utilizado na produção de grãos transgênicos como um substituto do glifosato com LMR estabelecido, mas que, mesmo assim, produtores alegam que a sua substituição pode resultar em redução e perdas significativas em suas colheitas (USITC, 2020).

No Brasil, o problema também está no fato de como se utilizam os agrotóxicos. Aqui, utiliza-se muito a pulverização que é proibida na UE (BOMBARDI, 2017). O ingrediente

ativo malationa, por exemplo, é recomendado pela Comunidade Europeia para utilização apenas de ambientes fechados devidos aos efeitos agudos e crônicos aos pássaros mas, infelizmente, no Brasil, autorizou-se a aplicação de inseticidas como ele por aeronaves em áreas habitadas, mesmo com alertas de especialistas.

Lopes-Ferreira e colaboradores (2023) afirmam que estudos científicos demonstram que a pulverização aérea de agrotóxicos apresenta elevada ineficiência quanto à aplicação direcionada, uma vez que a maior parte dos compostos químicos não atinge especificamente os alvos biológicos desejados. Em vez disso, dispersa-se amplamente no ambiente, contaminando o solo, os corpos d'água, a atmosfera e culturas vizinhas, além de representar um risco direto às comunidades humanas situadas nas proximidades das áreas de aplicação. Diante desse padrão de dispersão não seletiva e dos impactos ambientais e à saúde humana já observados, pesquisadores afirmam que não existem condições em que a pulverização aérea possa ser considerada totalmente segura.

Em 2002, no Brasil, foi iniciada a revisão de registro para 18 ingredientes ativos de agrotóxicos devido aos efeitos tóxicos sobre a saúde humana. Os ingredientes ativos de agrotóxicos monocrotofos, pentaclorofeno e lindano foram proibidos em 2006; cihexatina, em 2009, e endossulfam, triclofom, em 2010; metamidofós, em 2011; parationa metílica e forato, em 2015; procloraz, em 2016; e carbofurano, em 2017 (FRIEDRICH *et al.*, 2021). Segundo Friedrich e colaboradores (2021), houve uma Ação Civil do Ministério Público Federal para as reavaliações que não haviam se concluído em seis anos. Entretanto, mesmo sem avaliar estudos congruentes de toxicocinética, toxicidade aguda, crônica e subcrônica do “tiram” e “Lactofem”, o parecer técnico da ANVISA em 2015 (p.29), manteve o registro justificando que o tempo concedido judicialmente era inviável para avaliar os estudos disponíveis. O ingrediente ativo “tiram” é banido do Japão, na Noruega e na Islândia, o “lactofem”, não é restrito apenas nos Estados Unidos e China, o acefato e o 2,4-D passaram por reavaliação toxicológica e continuaram aprovados, mesmo não autorizados na Noruega e Islândia (FRIEDRICH *et al.*, 2021).

O fipronil, por exemplo, muito utilizado nas culturas de arroz no sul do Brasil, é banido desde 2010 na UE, entretanto, o IBAMA em 2012, que suspendeu seu uso, como também o do tiametoxam, imidacloprido e clotianidina, dispersos por aeronaves devido aos danos causados às abelhas, acabou por suspender esta decisão por razões econômicas (FRIEDRICH *et al.*, 2021). Segundo Conte e colaboradores (2022), existem estudos demonstrando que o fipronil atinge o metabolismo de organismos não-alvos, como é o

exemplo do zebrafish e, que por meio da pulverização, flui para o ambiente aquático, podendo afetar até os seres humanos através da ingestão de água. No Brasil, no documento emitido pela ANVISA (Consulta Pública nº 692, de 23 de agosto de 2019), existem alguns valores determinados para sua aplicação e intervalos de segurança que variam pouco conforme a cultura agrícola e o local de aplicação e, apesar de pertencer a Classe II (altamente tóxico), é também utilizado como produto domissanitário, tendo sua Ingestão Diária Aceitável (IDA) de 0,0002mg/kg (CONTE, *et al.*, 2022), LMR de 0,01mg/kg e Exposição Ocupacional Aceitável (AOEL) de 0,0035 mg/kg.

Segundo Bombardi (2017), outro ingrediente ativo interessante de ser observado é o acefato que passou por reavaliação no Ministério da Saúde por meio de uma nota técnica da ANVISA. Ele pertence ao grupo dos organofosforados (OPs) e é reconhecido como causador de um quadro neurológico grave chamado de síndrome intermediária. Esta síndrome se caracteriza pela fraqueza dos músculos respiratórios, do pescoço e das regiões próximas aos membros horas após os sintomas de intoxicação aguda aparecerem, podendo levar à óbito. Em virtude de sua alta neurotoxicidade e suspeitas de carcinogenicidade, o acefato é alvo de restrições em muitos países, incluindo a UE que banuiu o seu uso em 2003. Ironicamente, ele ocupa o ranking de terceiro ingrediente ativo mais vendido no Brasil desde 2003 e, mesmo contrariando a Lei dos Agrotóxicos (nº 14.785/2023), o acefato ainda é liberado no Brasil para o cultivo de amendoim, algodão, batata, brócolis, citros, feijão, melão, tomate e soja, como também, para fins industriais.

Em 1972, a United States Environmental Protection Agency (USEPA) ordenou a suspensão do diclorodifeniltricloroetano (DDT) e na Convenção de Estocolmo em 2001, foi listado como poluente orgânico persistente (POP), proibindo seu uso no mundo todo (USITC, 2020), entretanto, acompanhando reuniões com os agricultores orgânicos da região de Criciúma, recebemos denúncias de que este produto continua sendo utilizado na região.

Diante desses acontecimentos narrados até aqui, muitos questionamentos pedem análise, por isso, finalizamos essa sessão inserindo as seguintes informações: cerca de 50% do mercado agroquímico é controlado por empresas da UE, onde o Brasil é o principal mercado da Bayer, contradição esta que ocorre quando parte desses agrotóxicos proibidos voltam aos países das indústrias fabricantes por meio da importação de alimentos (BOMBARDI, 2017).

Outro fato, é que o valor de resíduos da Ingestão Diária Aceitável (IDA) e o nível de Exposição Ocupacional (OEL), não deve exceder o estabelecido por leis governamentais em todo o mundo. Por essa razão, após a aprovação desses valores, os governos regulamentam os

resíduos, estabelecendo os LMRs para garantir que os produtos agrícolas sejam seguros para o consumo e não prejudiciais à saúde e ao meio ambiente. Cabe-se, então, segundo Bombardi (2017), questionar o que seria um limite aceitável à saúde humana em um país onde o LMR de um agrotóxico é 400 vezes maior do que o permitido em outros países? Significa dizer que uma parcela da humanidade vale menos?

2.2 Influência dos incentivos fiscais na prática agrícola

O Brasil, ao seguir a tendência mundial de subsidiar agrotóxicos, desenvolveu incentivos fiscais aos insumos agrícolas que já existiam desde 1960, como parte da revolução verde nos países em desenvolvimento (CUNHA e SOARES, 2020).

Segundo Cunha e Soares (2020), os incentivos fiscais são vistos como instrumento econômico dos Estados que estimulam a produção, dando retorno para a sociedade na geração de empregos. Os autores descrevem que a desoneração dos agrotóxicos é pautada no princípio da seletividade, considerando-os indispensáveis para garantir a produtividade, oferta de alimentos e redução de preços para o produtor. Até mesmo o Programa Nacional de Agricultura Familiar (PRONAF), recomenda o uso de agrotóxicos em projetos como condicionante para os bancos que irão operar nestas linhas de crédito de custeio de produção. Fato este que resulta, segundo os dados do Censo Agropecuário de 2017, em um aumento de 52% a mais para o consumo dos beneficiários do PRONAF ao serem comparados com os não-beneficiários (SOARES, 2019). Santa Catarina destaca-se como a unidade federativa com o maior percentual de propriedades rurais que utilizam agrotóxicos, com cerca de 70,7% dos estabelecimentos agropecuários declarando o uso dessas substâncias em seus processos produtivos IBGE (2017). Esse índice expressivo evidencia a elevada dependência do modelo agrícola catarinense em relação ao uso de agrotóxicos, o que suscita preocupações quanto aos possíveis impactos ambientais, à contaminação de recursos hídricos e à exposição crônica de trabalhadores e comunidades rurais a compostos potencialmente tóxicos.

Precisa-se conhecer a dimensão do quanto é financiado de forma direta e indireta o uso de agrotóxicos, principalmente diante de uma crise fiscal, onde o Ministério da Economia, confere incentivos aos agrotóxicos que se aproximaram dos BRL 10 bilhões em 2017, sendo 63% deste valor, somente na redução do Imposto sobre Circulação de Mercadoria e Serviços (ICMS). Modelo este que influencia a agricultura convencional, tornando-a mais interessante do que as práticas agroecológicas. Em 2017, somente em Santa Catarina, observou-se BRL

171,79 milhões de reais em renúncias de ICMS. Prevalecendo a isenção da cobrança do Programa de Integração Social/Programa de Formação do Patrimônio do Servidor (PIS/PASEP) atendendo ao Decreto nº 5.630 de 22 de dezembro de 2005 que dispõe a redução a zero das alíquotas do PIS/PASEP e da COFINS das importações e comercialização do mercado interno de fertilizantes, adubos e defensivos agropecuários (CUNHA E SOARES, 2020).

Segundo o Valadares e colaboradores (2020), os agricultores familiares, diferentemente da agricultura patronal, onde a aplicação de agrotóxicos é de forma mecanizada, utiliza-se de métodos menos seguros, como pulverizadores costais manuais, preparo de caldos em locais inadequados, sem equipamentos de segurança (EPIs) e próximos às residências, fazendo com que a incidência de intoxicação entre os agricultores familiares seja maior. De 2006 a 2017, o uso de agrotóxicos se disseminou nas propriedades de agricultura familiar, apresentando a diminuição do número destes estabelecimentos de 83,2% para 76,8%, coincidindo com o aumento da proporção de agricultores de produção familiar que passaram a utilizar agrotóxicos em todas as regiões do Brasil, subindo de 29% para 36%. O Censo Agropecuário de 2017, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), descreve um aumento no número de produtores que utilizam agrotóxicos, demonstrando que em 2006, existiam 5.175.636 unidades agropecuárias onde 30% destas faziam uso de agrotóxicos, já em 2017, do total de 5.073.324, 36% passaram a utilizar agrotóxicos.

Não deve-se descartar o fato de que a decisão de utilizar um produto agropecuário depende de muitos fatores, dentre eles o contexto social em que o produtor está inserido, podendo ser influenciado pela idade, sexo, grau de escolaridade, direito à terra, orientação técnica e associação a cooperativas, podendo dificultar ou facilitar seu entendimento de como utilizar o produto (RODRIGUES e FÉRES, 2022). O crédito agrícola ou o financiamento também está relacionado a tal escolha, já que no Brasil esses incentivos propiciam o uso intensivo de agrotóxicos (PORTO & SOARES, 2012).

Cerca de 67% dos estabelecimentos agropecuários possuem dirigentes que não possuem o ensino fundamental completo, ultrapassando 70% quando se consideram os municípios com estabelecimentos que apresentam relatos de pessoas intoxicadas, sendo possível que os agricultores não considerem as especificações técnicas dos agrotóxicos, utilizando de forma incorreta em concentrações altas (RODRIGUES e FÉRES, 2022), o que deveria ser prescrito por um agrônomo para também prevenir a resistência às pragas. Segundo

Cunha e Soares (2020), se o Brasil abraçasse o exemplo de outros países onde ocorre a oneração sobre os agrotóxicos ou a taxação associada ao risco que ele oferece, poder-se-ia reduzir a demanda pelo seu uso, diminuindo os custos sociais resultante dos seus impactos.

Apesar da existência de iniciativas políticas que buscam flexibilizar a regulamentação sobre o uso de agrotóxicos no Brasil, ainda é possível identificar avanços no campo da agricultura sustentável. Nesse contexto, a tendência é que, nos próximos anos, a produção agrícola pautada no uso racional e sustentável de pesticidas constitua um dos pilares essenciais da atividade agropecuária. Tal abordagem visa mitigar os riscos associados aos pesticidas, reduzindo seus impactos adversos sobre a saúde humana e sobre os ecossistemas (SOUZA *et al.*, 2023).

A Política Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (PNAPO), por meio do Decreto nº 7.794, de 20 de agosto de 2012, prevê a integração de políticas e programas indutores na transição agroecológica e da produção de alimentos orgânicos, estimulando o uso sustentável dos recursos naturais e a oferta de alimentos saudáveis, possibilitando a melhora da qualidade de vida da população. Ou seja, a PNAPO, possui ações para fortalecer a agroecologia e proteger os recursos naturais, sendo o Brasil líder mundial de alternativas de controle biológico, no entanto, ao mesmo tempo que se percebem incentivos à agricultura orgânica, observa-se o aumento da flexibilização do uso de agrotóxicos (RODRIGUES e FÉRES, 2022). Precisa-se rever o modelo agrícola do país, conscientizando também o agricultor sobre os benefícios associados à redução do uso de agrotóxicos, bem como, estimular visitas de técnicos para orientação correta sobre seu uso (RODRIGUES e FÉRES, 2022).

Recentemente, foi aprovado o Decreto nº12.538, de 30 de junho de 2025, que institui o Programa Nacional de Redução de Agrotóxicos (PRONARA) no âmbito da PNAPO formulado na gestão do Partido dos Trabalhadores, prevendo que os órgãos públicos federais de saúde, do trabalho, da agricultura, indústria, meio ambiente e comércio, realizem ações para a fiscalização, produção, importação e comercialização do uso de agrotóxicos.

Em julho de 2025, o Governo Federal liderado pelo PT, lançou o Plano Safra 2025-2026, destinando um total de R\$ 516,2 bilhões para impulsionar a agricultura brasileira, especialmente a agricultura empresarial e a familiar. Desse montante, R\$ 400,59 bilhões serão destinados ao custeio e à comercialização da produção agropecuária, enquanto R\$ 115,6 bilhões serão voltados para investimentos. O plano prioriza o fortalecimento da sustentabilidade ambiental, a ampliação do crédito rural e o apoio à transição ecológica no

campo. Entre as principais inovações do novo ciclo, destacam-se: juros mais baixos para práticas sustentáveis, maior incentivo à produção com baixa emissão de carbono, e linhas de crédito específicas para mulheres, jovens e produtores rurais que adotam boas práticas ambientais. Também há ampliação de recursos para o Programa de Subvenção ao Prêmio do Seguro Rural (PSR) e para o Programa ABC+, voltado à agricultura de baixa emissão de carbono. O Plano Safra 2025-2026 reforça o compromisso do governo com a produção de alimentos saudáveis, a segurança alimentar, o estímulo à inovação no campo e o desenvolvimento sustentável do agronegócio brasileiro (BRASIL, 2025).

Em contrapartida, embora o decreto apresente avanços reconhecidos em alguns aspectos regulatórios, persistem lacunas significativas que comprometem sua efetividade na proteção da saúde pública e ambiental. Entre elas, destaca-se a ausência de uma classificação rigorosa e cientificamente fundamentada dos agrotóxicos de maior perigo toxicológico, dificultando a implementação de medidas restritivas adequadas. Além disso, se mantém a manutenção da pulverização aérea, prática amplamente criticada por sua elevada dispersão e potencial de contaminação ambiental e humana, contrariando recomendações de órgãos científicos e sanitários que defendem sua proibição como medida de precaução. Deve-se incentivar a agroecologia e a soberania alimentar, aprofundando a investigação sobre os efeitos tóxicos dos agrotóxicos autorizados no Brasil com potencial de danos à saúde, à biodiversidade e ao meio ambiente.

2.3 Impactos socioambientais causados pelo uso de agrotóxicos

Um dos principais riscos associados ao uso de agrotóxicos está relacionado aos efeitos tóxicos que essas substâncias podem desencadear no organismo humano. Isso ocorre porque os compostos químicos utilizados nem sempre apresentam seletividade específica para as espécies-alvo, o que permite que organismos não-alvo, como os seres humanos, sejam afetados. A exposição contínua ou recorrente a essas substâncias pode resultar em implicações toxicológicas em diferentes escalas temporais, de curto, médio e longo prazo, especialmente em função do potencial de bioacumulação de certos agrotóxicos, afetando a cadeia alimentar. Esse fenômeno contribui para a amplificação dos efeitos ao longo das cadeias tróficas, comprometendo a integridade da saúde humana em decorrência de sua toxicidade. Nessa perspectiva, ciclos de intoxicação aguda podem evoluir para quadros subagudos ou crônicos,

produzindo danos fisiológicos de caráter irreversível (PHILIPPI JR; MARTINS, 2018; PIGNATI, 2017).

Os efeitos causados pelo uso de agrotóxicos podem ser agudos, ocorrendo logo após a exposição, sendo os sintomas mais comuns a irritação na pele e nos olhos, dor de cabeça, náuseas e dificuldade para respirar, como também podem ser crônicos, a longo prazo, como alterações hepáticas, malformações congênitas, problemas de fertilidade (PIGNATI *et al.*, 2017), tumores, mutações genéticas, desregulações endócrinas (ELGUETA *et al.*, 2021), neurotoxicidade, problemas renais, depressão, doenças neurodegenerativas (AGOSTIN *et al.*, 2020) e diagnóstico de transtorno do espectro autista e atraso no desenvolvimento (HICKS *et al.*, 2017).

Conforme apontado por Moreira *et al.* (2002), a contaminação humana por agrotóxicos pode ocorrer por três vias principais: (1) via ocupacional, relacionada diretamente ao manuseio, formulação e aplicação dos produtos químicos por trabalhadores rurais e outros profissionais expostos; (2) via ambiental, caracterizada pela dispersão dos contaminantes no ambiente, atingindo corpos hídricos superficiais e subterrâneos, bem como a atmosfera; e (3) via alimentar, decorrente da ingestão de água e alimentos contaminados, representando uma das formas mais comuns de exposição indireta da população geral.

A Lei dos Agrotóxicos nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023, descreve que caberá à autoridade competente tomar as providências, sob pena de responsabilidade, ficando proibido o registro dos agrotóxicos e dos seus componentes caso se revelem cientificamente características teratogênicas, carcinogênica ou mutagênicas que provoquem distúrbios hormonais e danos ao aparelho reprodutivo que se revelem mais perigosos ao homem do que em estudos laboratoriais com animais, ou que, cujas características causem danos ao meio ambiente. Entretanto, o que não faltam são estudos científicos e alertas internacionais comprovando a toxicidade de muitos agrotóxicos.

O relatório de 2015, da Agência Internacional de Pesquisa Contra o Câncer (IARC), demonstrando o ingrediente ativo glifosato causou câncer em animais de laboratório, além de ser potencial causador de alterações no DNA e nos cromossomos humanos. Ou então, o parecer técnico escrito por Hess e Nodari (2015) evidenciando: efeito desregulador endócrino em células hepáticas humanas (GASNIER *et al.*, 2009); apoptose em células dos testículos de ratos (CLAIR *et al.*, 2012); diminuição do peso, da libido, da ejaculação e concentração de espermatozoides, além do aumento de espermatozoides anormais ou mortos (YOUSEF *et al.*, 1995) e o aumento de células causadoras do câncer de mama (THONGPRAKAI SANG *et al.*, 2013). Em

2014, ratos foram tratados com água e milho transgênico contendo o herbicida Roundup, apresentando muitas alterações hematológicas, aumento do risco de tumores de mama, gastrointestinais, rins e fígado (SÉRALINI *et al.*, 2014).

O levantamento realizado por Lopes-Ferreira e colaboradores em 2022, apontou uma ampla gama de efeitos tóxicos associados à exposição a agrotóxicos, especialmente entre trabalhadores rurais. Entre os agravos mais graves destacam-se os distúrbios hematológicos, danos ao DNA, morte celular, alterações nos níveis hormonais, salivação excessiva, irritações na pele e nos olhos, infertilidade, abortos espontâneos, sobrepeso, baixo peso, diabetes, doenças neurodegenerativas, disfunção no sistema cardiovascular, malformações congênitas e tumores. Observam-se ainda repercussões neurológicas significativas, como tremores, fadiga, perda auditiva e sintomas psiquiátricos que, em casos extremos, podem culminar em quadros de depressão e suicídio (Figura 2).

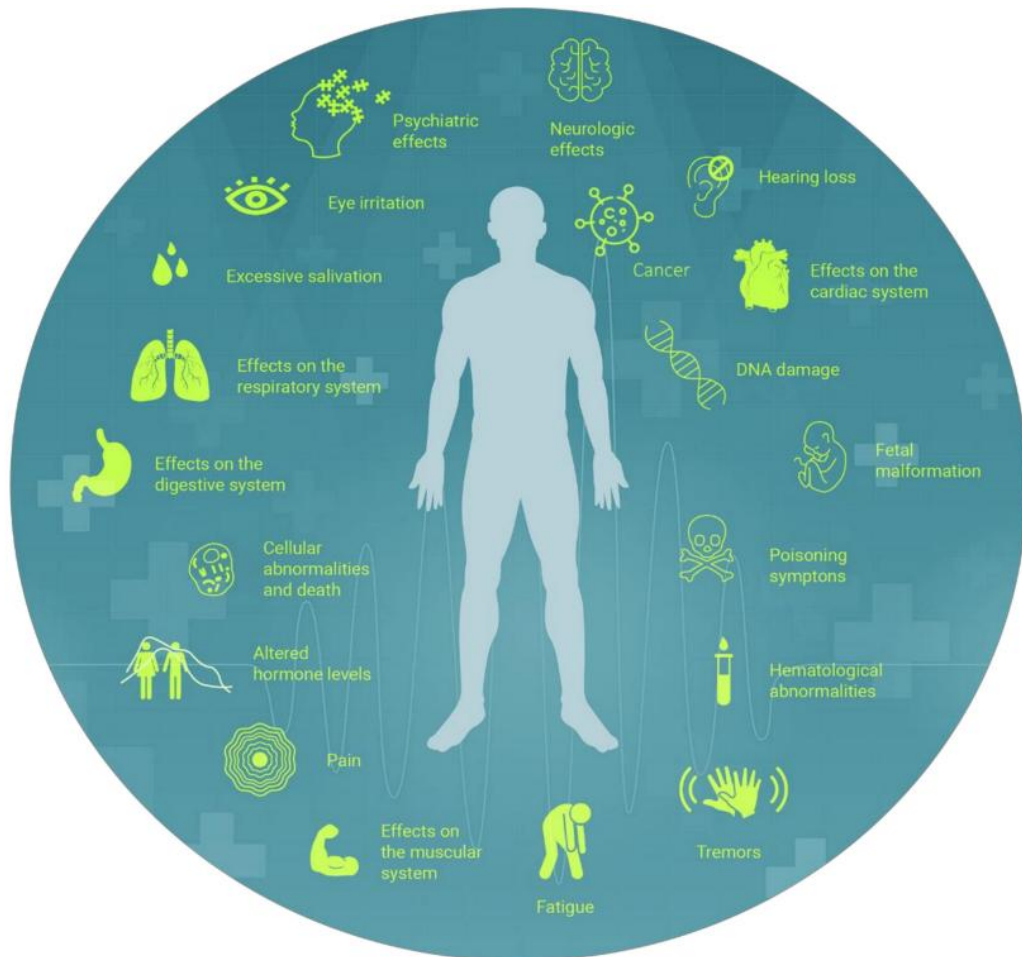


Figura 2: Representação dos principais impactos tóxicos à saúde humana, atribuídos à exposição a diferentes classes de agrotóxicos (Fonte: LOPES-FERREIRA *et al.*, 2022).

Em virtude dos processos de bioacumulação, a exposição contínua a substâncias químicas em áreas destinadas à atividade agrícola tem sido reconhecida como um dos principais fatores associados ao desenvolvimento de tumores. Evidências epidemiológicas reforçam essa relação, como demonstrado no estudo de Jobim *et al.* (2010), o qual identificou uma associação significativa entre a mortalidade por câncer e o uso intensivo de agrotóxicos na região noroeste do estado do Rio Grande do Sul que possui economia baseada na monocultura de soja, milho e trigo. Como consequência, observou-se uma maior prevalência de óbitos por neoplasias na microrregião de Ijuí, quando comparada às taxas registradas em todo estado e do país, sugerindo um vínculo direto entre o modelo agrícola adotado e os impactos à saúde humana.

Contudo, de 2007 a 2014, a cada dois dias e meio, uma pessoa morre intoxicada no Brasil (BOMBARDI, 2017). Em 2017, o último Relatório Agropecuário do IBGE, mostrou que 67,2% dos agrotóxicos comercializados estão associados a um dano crônico grave (FRIEDRICH *et al.*, 2021). Dos anos de 2007 a 2014, a região sul do Brasil apresentou o maior número de intoxicações (5547 casos) por agrotóxicos agrícolas, sendo que, os índices maiores de intoxicação são de mulheres, no Paraná são de bebês e em Santa Catarina são de indígenas (27 casos) (BOMBARDI, 2017). Quanto ao número de tentativas de suicídio relacionados aos casos de intoxicação, os dados são alarmantes. No Paraná e em São Paulo, cerca de 40% das intoxicações por agrotóxicos registradas se referiam a suicídio e, no Ceará, o índice chega a 79,2% (BOMBARDI, 2017).

A proporção de estabelecimentos com pessoas intoxicadas aumenta à medida que se intensifica o uso de agrotóxicos (RODRIGUES e FÉRES, 2022). Entre 2007 e 2017 no Brasil, mais de 40 mil pessoas foram intoxicadas por agrotóxicos, sendo que 1.872 vieram a óbito (BRASIL, 2020). De acordo com o Sistema de Informação de Agravos de Notificação (SINAN) que coleta dados gerados pelo Sistema Nacional de Vigilância Epidemiológica (SNVE), em 2007, foram notificados 5,1 mil casos de intoxicação e 41,6 mil casos no ano de 2017, ou seja, muito mais que o dobro, sendo que neste período 88% dos casos registrados se caracterizam como intoxicação aguda e 42% representam intoxicação por exposição ocupacional (VALADARES *et al.*, 2020).

Um levantamento feito por Lopes-Ferreira e colaboradores em 2023, constatou que de acordo com a Agência Pública e Repórter Brasil, com base em dados do Sistema de Informação de Agravos de Notificação (SINAN/DataSUS) do Ministério da Saúde, entre 2019 e março de 2022, foram registrados mais de 14 mil casos de intoxicação por agrotóxicos

no Brasil, dos quais 439 evoluíram para óbito. A análise regional revela um padrão preocupante: nove das dez cidades com maior número de notificações estão localizadas na região Sul do país.

Essas e outras evidências científicas de danos ao meio ambiente, efeitos graves e potencialmente irreversíveis aos seres humanos, como carcinogenicidade e desregulação endócrina, deveriam ser definitivas para a adoção de medidas preventivas para a legislação brasileira. Deve-se confrontar os custos sociais do uso de agrotóxicos com os benefícios que eles trazem, considerando que sua aplicação impactará em óbitos e danos ao meio ambiente, bem como, examinar os custos que aparecem nas planilhas de gastos do Sistema Único de Saúde (SUS) para tratar as intoxicações e doenças crônicas resultantes do seu uso (CUNHA e SOARES, 2020). Os custos anuais para os tratamentos de cânceres e intoxicações causados pelos agrotóxicos alcançam USD 1,3 bilhão, para os danos ambientais temos um custo médio de USD 4,2 bilhões e, somente com despesas para regulamentação de substâncias, gastam-se USD 3 bilhões (PIMENTEL, 2009).

Segundo Friedrich e colaboradores (2021), a suspensão de registro deveria ser imediata no Brasil conforme comprovação dos danos ao meio ambiente e à saúde humana, revendo os registros dos produtos banidos em, no mínimo, três países da UE ou dos membros da OCDE. Fato este que estimula o mercado global a aderir formas mais sustentáveis de agronegócio, como a agroecologia, por exemplo. Seria interessante também, mais transparência das agências reguladoras internacionais para favorecer a proteção da biodiversidade e das populações mais vulneráveis.

Conforme argumenta Gaboardi (2019), a expansão das monoculturas compromete o equilíbrio ecológico dos agroecossistemas, uma vez que a homogeneização das espécies cultivadas reduz a resiliência ambiental e favorece a proliferação de pragas e doenças, tornando o sistema agrícola dependente do uso intensivo de agrotóxicos. No entanto, essa estratégia tem como consequência a contaminação do solo, da água, do ar atmosférico e a redução da biodiversidade local, afetando diretamente os serviços ecossistêmicos. Ademais, o expressivo aumento no número de registros de agrotóxicos no Brasil representa um fator de vulnerabilidade nas relações comerciais internacionais, especialmente diante do risco de resíduos químicos nos produtos exportados, podendo-se resultar na intensificação de barreiras sanitárias por parte dos países importadores, comprometendo a competitividade dos produtos agrícolas brasileiros no mercado global.

3 MECANISMOS BIOGEOQUÍMICOS

As estruturas químicas oriundas dos resíduos contaminantes se encontram em diferentes concentrações no solo, na água e no sedimento. Os agrotóxicos, sofrem decomposição química dos ingredientes ativos e seus produtos de biotransformação, gerando resíduos que, por sua vez, são caracterizados como qualquer substância química encontrada na colheita, resultante dos tratamentos das safras com o uso de agrotóxicos (ELGUETA *et al.*, 2021). Além dos perigos à saúde humana e animal, desde 1980, sabe-se que o uso de agrotóxicos também afeta os cultivos de terceiros, distantes do ponto de aplicação, sendo inevitável sua dispersão a quilômetros de distância, por isso, os estudos com organismos alvos e não alvos são extremamente importantes (HESS *et al.*, 2021).

Segundo Gurgel e colaboradores (2021) os contaminantes podem permanecer no ambiente e nos organismos expostos a eles, comprometendo a biodiversidade por meio de doenças, aumentando a exposição ao ar, ao consumo de água e aos alimentos contaminados. Isso quer dizer, que a aplicação dos agrotóxicos não se limita às lavouras e podem contaminar alimentos por intermédio da chuva e do vento e, quando se tratam de pulverizantes, os impactos são ainda maiores (HESS *et al.*, 2021).

De acordo com De Castro Lima *et al.* (2020), a aplicação de pesticidas em bacias hidrográficas situadas em áreas rurais está diretamente associada à contaminação dos corpos hídricos adjacentes. Em sua investigação, os autores constataram que 17 das 18 amostras de água coletadas na região Sul do Brasil apresentaram resíduos de pelo menos um princípio ativo pertencente ao grupo dos agrotóxicos, incluindo atrazina, simazina, propoxur, imidacloprido, carbendazim, azoxistrobina, tiametoxam, fipronil, propiconazol, tebuconazol e carbofurano. Esses resultados evidenciam a ampla dispersão desses compostos no ambiente aquático, com implicações significativas para a saúde ambiental e humana.

Atualmente, na literatura, muitos são os agrotóxicos utilizados na rizicultura: Clomazone, Fipronil e Beta-Ciflutrina (GRUTZMACHER *et al.*, 2008), carbofuran e quinclorac (MATIAS e TAMANAHA, 2016), Carbaril e Fenitrothion (WILLEMANN *et al.*, 2007), por exemplo. Outros ingredientes ativos de alto consumo também se destacam: Metsulfuron, 2,4-D Amina, Propanil, Bentazon, Quinclorac, Clomazone, Ethoxysulfuron, Bispyribac-sodium, Glifosato, Molinate, Pyrazosulfuron e o Fenoxaprop-p-ethyl (MATIAS e TAMANAHA, 2016). Segundo os registros da Extensão Rural da EPAGRI (Empresa de

Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina) até o ano de 2023, na Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, além dos agrotóxicos citados ainda são utilizados com frequência as marcas comerciais: Cipermetrina®, Loyant®, Engeo Pleno® e Bim Max®. O fato preocupante, é que inexistem parâmetros na legislação brasileira para muitos destes agrotóxicos utilizados no cultivo de arroz (GASPARINI e VIEIRA, 2010).

O agrotóxico Fipronil é o mais encontrado durante todas as estações do ano no sul do Brasil, resistindo no solo por até 600 dias (SILVA, 2009). O herbicida Quinclorac, por exemplo, persiste até 84 dias nos cursos de água devido à sua baixa solubilidade e é utilizado com mais frequência em Santa Catarina durante o cultivo de arroz (SILVA, 2011). Segundo a EPAGRI/CEPA (2013), esse composto mimetiza auxina, apresentando baixa toxicidade aos animais e não são citados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Organização Mundial de Saúde e Ministério da Saúde (MATIAS e TAMANAHA, 2016). Mesmo aparecendo em menores quantidades em alguns estudos (MARCHESAN, 2010; MATIAS e TAMANAHA, 2016), o Quinclorac apresenta persistência em meio aquático muito maior que outros agroquímicos, como o Fipronil e Beta-Ciflurina (GRÜTZMACHER *et al.*, 2008). Apesar disso, não está regulamentado o Valor Máximo Permitido (VMP) em águas superficiais e para o consumo humano (CALDAS *et al.*, 2011) e será importante estabelecer parâmetros para sua utilização, assim como de outros agrotóxicos utilizados, de modo a frear os impactos ambientais causados na região.

Os piretróides, amplamente empregados como ectoparasiticidas na medicina veterinária, são considerados relativamente seguros para mamíferos e comumente utilizados em animais de produção. No entanto, Marcom *et al.* (2022) relataram um episódio de intoxicação sistêmica em vacas leiteiras no estado de Pernambuco, associado ao uso tópico de cipermetrina. O surto afetou oito vacas adultas, das quais três evoluíram para óbito e cinco responderam ao tratamento. A investigação conduzida pelos autores apontou que a aplicação de cipermetrina sobre a pele pode desencadear quadros de dermatite de contato irritativa, acompanhados de sinais neurotóxicos, tais como hiperexcitabilidade, tremores musculares, apatia e, em casos graves, morte. Complementarmente, Cunha e colaboradores (2020) evidenciaram, por meio de estudos experimentais, que a exposição subcrônica por via inalatória à cipermetrina, mesmo em concentrações reduzidas, induziu ototoxicidade em ratos. Esses achados sugerem um risco potencial à saúde auditiva de trabalhadores rurais cronicamente expostos ao composto, impactando negativamente sua qualidade de vida.

A dinâmica ambiental dos agrotóxicos é influenciada por uma série de fatores, incluindo: variáveis climáticas (temperatura e velocidade dos ventos); características topográficas da área de aplicação; práticas agrícolas adotadas (tipo de formulação utilizada, técnica e intensidade de aplicação) e propriedades físico-químicas intrínsecas aos compostos (solubilidade em água, coeficiente de adsorção ao solo, constante de ionização, pressão de vapor e tempo de meia-vida ambiental). O comportamento e o destino final desses compostos no ambiente dependem de sua transformação, por meio de processos de degradação química e/ou biológica, da retenção no solo por adsorção, do transporte entre compartimentos ambientais ou ainda da interação sinérgica entre esses mecanismos (GARCIA *et al.*, 2022; SOUZA *et al.*, 2022b).

Ressalta-se, contudo, que os efeitos provocados por substâncias químicas no ambiente dependem diretamente da concentração e da composição com que essas substâncias estão presentes no meio. Por essa razão, a realização de ensaios toxicológicos é fundamental para estimar os riscos e os impactos potenciais sobre os organismos vivos e sobre os ecossistemas (COSTA *et al.*, 2008).

3.1 Efeitos sinérgicos e cumulativos

As concentrações de compostos químicos encontradas na água ao longo de uma bacia são menores do que os valores encontrados no sedimento e isso ocorre porque de todas as substâncias que atingem os recursos hídricos, 99% ficam retidas a ele (VOLPATO *et al.*, 2017).

Entretanto, os agrotóxicos presentes na água, formam associações com partículas de outros compostos presentes no sedimento (SCUSSEL, 2016) e, conforme acontecem alterações químicas no ambiente aquático, como por exemplo, a atração entre metais pesados com a matéria orgânica, o potencial redox, as alterações de pH e os fatores de temperatura, essas substâncias podem ser novamente liberadas para os recursos hídricos, como também, podem formar compostos cada vez mais tóxicos (VOLPATO *et al.*, 2017). Isso quer dizer que, por meio da caracterização de sedimento, conseguimos avaliar os processos biogeoquímicos dos contaminantes durante períodos prolongados, possibilitando o uso do sedimento como um indicador de poluição ambiental.

Agrotóxicos raramente são detectados em ambientes aquáticos na forma de substâncias isoladas, uma vez que, na prática agrícola, sua aplicação geralmente ocorre em

combinação, seja pela utilização simultânea de diferentes ingredientes ativos, seja pelo compartilhamento de recursos hídricos por múltiplas culturas agrícolas em uma mesma região (GUNGORDU *et al.*, 2016). Além disso, a rotação anual de culturas, prática amplamente adotada, contribui para a sobreposição e acúmulo de compostos químicos no solo, em águas superficiais e em aquíferos subterrâneos, elevando a complexidade do cenário de contaminação (THORNGREN *et al.*, 2017). Segundo Conte e colaboradores (2022), também deve-se considerar que os agrotóxicos são utilizados em mistura na agricultura e, como tradicionalmente considera-se apenas a avaliação de risco considerando a exposição individual a essas substâncias, o risco real da ação tóxica dessas misturas é subestimado, sendo necessário, estudos que avaliem a toxicidade sinérgica desses compostos. Ou seja, para que ocorra uma avaliação segura e efetiva dos riscos ecotoxicológicos, precisa considerar, também, os efeitos combinados dos poluentes que serão estudados (HU *et al.*, 2022).

Diante desse contexto, a avaliação toxicológica individualizada de substâncias químicas mostra-se frequentemente ineficiente para estimar os efeitos adversos decorrentes da exposição simultânea a múltiplos agrotóxicos (HERNANDEZ; GIL; LACASAÑA, 2017). Embora, na natureza, os organismos sejam expostos a misturas complexas de contaminantes, os modelos tradicionais de gestão de risco ainda se baseiam, majoritariamente, em ensaios de exposição única e na definição de valores-limite para substâncias isoladas (ALTENBURGER *et al.*, 2004; SYBERG *et al.*, 2008; WALTER *et al.*, 2002).

Essa abordagem apresenta limitações substanciais, uma vez que interações químicas entre diferentes compostos podem modificar significativamente as respostas ecotoxicológicas dos organismos e das comunidades ecológicas. Tais interações podem resultar em efeitos aditivos, sinérgicos ou antagônicos, dificultando a previsão dos impactos ambientais reais (Jackson *et al.*, 2016). Do ponto de vista toxicológico, essas interações podem ocorrer em diferentes fases, como durante os processos de absorção, biotransformação ou interação com receptores biológicos, podendo potencializar (sinergismo) ou reduzir (antagonismo) os efeitos esperados. O efeito aditivo, por sua vez, é caracterizado quando a resposta observada à mistura corresponde à soma dos efeitos individuais de cada substância (EATON & KLAASSEN, 2001).

Estudos com exposições combinadas reforçam essa complexidade. Anderson *et al.* (2002), por exemplo, observaram um aumento significativo da toxicidade quando o crustáceo *Hyaella azteca* foi exposto simultaneamente a três compostos organofosforados (clorpirifós, metilparation e diazinon), na presença do herbicida atrazina, evidenciando um efeito sinérgico

pronunciado. O imidacloprido, pertencente ao grupo dos neonicotinóides, é um inseticida sistêmico amplamente utilizado em diversas culturas agrícolas. Devido à sua toxicidade, é comumente aplicado em mudas e no sistema radicular das plantas em concentrações muito baixas (SÁNCHEZ-BAYO, 2007).

Em estudo conduzido por Escobar-Chávez, Alvariño e Iannacone (2019), foram avaliados os efeitos toxicológicos do imidacloprido (neocotinóide) e do propinebe, tanto isoladamente quanto em combinação. Os autores observaram que, quando os pesticidas foram aplicados em mistura, os valores de CL_{50} obtidos foram superiores aos verificados nos ensaios individuais, indicando uma redução da toxicidade relativa na interação conjunta. Esses resultados sugerem a ocorrência de um efeito antagônico, uma vez que a toxicidade da combinação foi inferior à esperada com base nos efeitos isolados das substâncias.

Ainda existe o fato de que os efeitos cumulativos e sinérgicos dos agrotóxicos podem estar associados à outros poluentes, como ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), advindos da drenagem ácida de carvão, fazem com que os sedimentos tenham papel importante no processo de adsorção de metais, onde toda a carga de poluentes gerada pela atividade antrópica é drenada para a região estuarina e lançada ao oceano (SCHNACK, 2018).

Os metais pesados são componentes inorgânicos bioacumulativos, não biodegradáveis e tóxicos (ELZWAYIE *et al.*, 2017). A extração de carvão subterrâneo leva à subsidência da terra, erosão do solo, destruição dos recursos hídricos, poluição do ar e diminuição da biodiversidade, efeitos estes, que interagem entre si ao longo do tempo e espaço, gerando efeitos cumulativos a todo o ecossistema (LEI *et al.*, 2009). Em vista esses efeitos, precisa-se compreender melhor os impactos que as misturas de poluentes orgânicos e não orgânicos causam aos organismos não-alvos, já que estudos como esses ainda são escassos (HU *et al.*, 2022).

Atualmente, para se verificar os efeitos tóxicos de poluentes, utiliza-se dois modelos: (1) adição de concentração (CA), baseado no princípio de que as substâncias testadas possuem mecanismos de ação semelhantes, podendo-se substituir qualquer componente sem alterar o efeito total da mistura; (2) ação independente (IA), onde considera-se que cada substância interage em locais diferentes de ação. Por exemplo, a *Daphnia magna* possui determinada capacidade para se desintoxicar de um inseticida piretróide, porém, perde essa capacidade quando exposta a uma combinação com organofosforados, por estes inibirem a esterase, revelando assim, a toxicidade sinérgica dessa mistura (CAO *et al.*, 2021).

Wang e colaboradores (2020), testaram os efeitos individuais e sinérgicos de Fenpropathrin e Paclobutrazol em embriões de zebrafish, constatando que os dois testes causaram alterações em 17 genes de mRNA relacionados ao estresse oxidativo, sistema imune, apoptose celular e sistema endócrino, chegando a conclusão de que os maiores danos a reprodução, ao crescimento e ao metabolismo ocorreram nos embriões expostos as misturas de agrotóxicos do que os embriões expostos nos testes com os ingredientes ativos individuais. Teoricamente, os ingredientes inertes presentes na formulação dos agrotóxicos não deveriam causar toxicidade (WANG *et al.*, 2020), entretanto alguns estudos, como o de Piola *et al.* (2013), provam que os ingredientes inertes podem aumentar a toxicidade de uma formulação.

Em um estudo ecotoxicológico expondo larvas de zebrafish ao cádmio (Cd) combinado a cinco pesticidas diferentes, demonstrou-se que misturas contendo lorpirifós e bifentrina ou acetamiprida e carbendazim mostraram impactos sinérgicos aos peixes expostos, bem como combinações binárias de Cd-acetamiprid e Cd-clorpirifós. De todas as misturas testadas nesse estudo, 32,26% apresentaram resultados antagônicos e 58,06% sinergismos (HU *et al.*, 2022).

Lee e seus colegas pesquisadores (2021), testaram os efeitos sinérgicos causados pelo microplásticos combinado com Zn, por meio de alterações do sexo do indivíduo, status redox e modulação de genes relacionado a desintoxicação de *Daphnia magna*, comprovando que os machos apresentam maior sensibilidade do que as fêmeas, diminuindo também a taxa de locomoção. A taxa da primeira reprodução dos indivíduos expostos baixou, sugerida como consequência da diminuição da ingestão alimentar que afetou a taxa de crescimento também. Entretanto, em outros estudos constatou-se que somente a exposição a microplásticos não seria suficiente para causar danos prejudiciais aos indivíduos, sendo que tais efeitos foram apenas relatados quando os microplásticos apresentam-se em sinergia com o Zn (LEE *et al.*, 2021). Acontecimento este, ocorrido pelo fato de que os metais pesados apresentam forte poder de adsorção dos microplásticos, aumentando sua toxicidade (QIAO *et al.*, 2019).

Observamos então, que esclarecendo os padrões de interação entre os poluentes, pode-se buscar alternativas que minimizem potenciais riscos (HU *et al.*, 2022). Estudos como estes comprovam que os organismos que vivem em meio aquático estão expostos a vários poluentes coexistentes e que os efeitos causados por essas misturas complexas ainda são pouco conhecidos (WANG *et al.*, 2020), sendo que, os dados avaliados através de ingredientes ativos isolados podem subestimar os riscos ecológicos causados pelos efeitos sinérgicos dessas misturas existentes (WANG *et al.*, 2017). As reações sinérgicas oriundas das misturas

químicas podem resultar em impactos severos nos organismos e, conseqüentemente, alterar o funcionamento do ecossistema aquático (PETITJEAN, *et al.*, 2019).

Dessa forma, os ecossistemas aquáticos atuam como receptores de uma ampla gama de contaminantes introduzidos através da poluição do ar, do solo ou diretamente nos corpos hídricos. Assim, a ecotoxicologia aquática tem como objetivo analisar os efeitos de substâncias químicas tóxicas sobre organismos representativos desse ecossistema (SISINNO; OLIVEIRA FILHO, 2013). Para além disso, o termo agrotóxicos é amplamente utilizado para abranger diversos grupos de compostos químicos os quais apresentam uma ampla variação em suas propriedades físico-químicas. Diante dessa heterogeneidade, torna-se fundamental realizar sua categorização e análise considerando agrupamentos específicos, contribuindo em processos de fins regulatórios e de avaliação de risco. Apesar das diferenças estruturais, formulações com características semelhantes podem apresentar propriedades e mecanismos de ação comparáveis. Dessa forma, a análise por grupos estruturais ou funcionais pode facilitar a sistematização de estudos toxicológicos e ambientais, bem como o estabelecimento de normativas mais eficientes (ABUBAKAR *et al.*, 2020; HASSAAN & NEMR, 2020; TAKANO *et al.*, 2021).

A classificação dos pesticidas, de modo geral, pode ser feita com base em diferentes critérios: (i) classe química, como os organoclorados e os carbamatos; (ii) alvo biológico, como herbicidas, fungicidas, raticidas, nematicidas e inseticidas; (iii) mecanismo de ação, como os inibidores da enzima acetilcolinesterase; (iv) persistência ambiental; e (v) toxicidade (AKASHE *et al.*, 2018; ABUBAKAR *et al.*, 2020; HASSAAN & NEMR, 2020; TAKANO *et al.*, 2021). Em relação à distribuição global de uso, estima-se que os herbicidas correspondam a 47,5% do total de agrotóxicos aplicados, seguidos pelos inseticidas (29,5%), fungicidas (17,5%) e demais categorias, que compreendem 5,5% do total (HASSAAN & NEMR, 2020; TAKANO *et al.*, 2021).

Entre os grupos amplamente empregados na agricultura, destacam-se os piretroides, utilizados, entre outras finalidades, no controle vetorial de mosquitos (KANEKO, 2011). Os piretroides (SPs), constituem atualmente os principais substitutos dos organofosforados (OPs), sendo amplamente empregados no controle de pragas devido à sua alta eficácia, amplo espectro de ação, rápida atividade inseticida, eficiência mesmo em baixas concentrações e toxicidade relativamente reduzida para mamíferos em comparação a outros grupos de inseticidas (BARRIONUEVO & LANÇAS, 2001). Esses compostos atuam no sistema

nervoso central, provocando hiperexcitação e subsequente comprometimento das funções fisiológicas normais (BORGES, 2005).

Estima-se que os piretroides correspondam a mais de 25% dos inseticidas empregados globalmente (ZHANG *et al.*, 2010), sendo utilizados tanto em ambientes terrestres quanto aquáticos. Por isso, sua ampla aplicação tem gerado preocupações ambientais significativas, uma vez que esses compostos podem contribuir para a contaminação de diferentes compartimentos ambientais, como solo, água e atmosfera, com potenciais impactos negativos sobre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas.

Com base nos resultados apresentados por Montanha *et al.* (2012), verificou-se que concentrações superiores a 3,0 mg/L de cipermetrina são letais para alevinos de jundiá (*Rhamdia quelen*), espécie de bagre nativo de água doce, uma vez que todos os indivíduos expostos a essa concentração vieram a óbito em até 48 horas após a exposição inicial. Concentrações entre 1,0 e 2,5 mg/L foram classificadas como subletais, pois resultaram em aproximadamente 50% de mortalidade ao longo do período de 96 horas de exposição. A concentração letal média (CL50-96h) determinada para o jundiá-do-Brasil foi de 1,71 mg/L.

Além da mortalidade, os indivíduos expostos à cipermetrina apresentaram sintomas comportamentais e fisiológicos compatíveis com intoxicação aguda, incluindo perda de equilíbrio, alterações no padrão de natação, dificuldade respiratória (evidenciada pela abertura contínua da boca e dos opérculos), postura vertical anormal e movimentos espiralados bruscos. A severidade desses sintomas foi diretamente proporcional ao aumento das concentrações do pesticida. Notavelmente, peixes expostos a concentrações de 2,5, 3,0, 5,0, 10,0, 15,0 e 20,0 mg/L tentaram escapar dos aquários imediatamente após a aplicação do produto, demonstrando um comportamento de fuga associado ao desconforto tóxico. Os sinais clínicos de intoxicação surgiram nos primeiros 30 minutos de exposição e, em alguns casos, persistiram até o final das 96 horas.

Um estudo realizado em 2017 por Hicks e colaboradores, demonstraram a associação entre a exposição ambiental a pesticidas e os diagnósticos de transtorno do espectro autista (TEA) e atraso no desenvolvimento (DD) em regiões submetidas a aplicações aéreas anuais de piretróides, utilizadas no controle de vetores de encefalite transmitida por mosquitos. Os resultados revelaram uma incidência significativamente maior de diagnósticos de TEA e DD nas áreas expostas, com destaque para os códigos postais sujeitos à pulverização aérea, os quais apresentaram uma probabilidade 37% superior de ocorrência desses transtornos em comparação com áreas não expostas.

O imidacloprido, pertencente ao grupo dos neonicotinoides, destaca-se por sua elevada eficácia no controle de insetos. Contudo, essa mesma eficácia não é seletiva e tem implicações ecológicas significativas, uma vez que também afeta organismos não alvo, como artrópodes benéficos. Diversos estudos apontam que o composto impacta negativamente abelhas, inimigos naturais de pragas e outros invertebrados associados aos ecossistemas agrícolas, contribuindo para a redução da biodiversidade e comprometendo o equilíbrio ecológico local (RUZHONG *et al.*, 1999; SUMON *et al.*, 2018).

Os neonicotinoides atuam como neurotoxinas de ação seletiva sobre os receptores nicotínicos de acetilcolina dos insetos e sua ligação irreversível a esses receptores provoca o bloqueio da transmissão dos impulsos nervosos, resultando em paralisia e, subsequentemente, na morte dos organismos expostos (JESCHKE *et al.* 2011; IHARA; MATSUDA, 2018). A exposição a esses compostos pode desencadear diversos efeitos tóxicos em organismos não-alvo, destacando-se as minhocas e colêmbolos, cuja mobilidade pode ser significativamente comprometida pela presença desses inseticidas no solo (Bandeira *et al.*, 2021), outros efeitos incluem inibição do crescimento, perda de massa corporal, danos ao DNA, além de redução na fecundidade e na taxa de reprodução (WANG *et al.*, 2015a; WANG *et al.*, 2016; BANDEIRA *et al.*, 2020a).

Estudos sobre o comportamento ambiental dos neonicotinoides demonstram que menos de 20% da quantidade aplicada via tratamento de sementes é efetivamente absorvida pelas plantas cultivadas, enquanto mais de 80% permanece no ambiente, sendo retido no solo ou mobilizado para outros compartimentos ambientais (ALFORD & KRUPKE, 2017). A persistência desses compostos no solo está diretamente relacionada às taxas de degradação fotolítica, hidrolítica e microbiana, as quais são influenciadas por fatores ambientais variáveis como radiação UV, temperatura e pH. Em decorrência a alta solubilidade em água, os neonicotinoides são facilmente transportados por processos de lixiviação e escoamento superficial, alcançando corpos hídricos e potencialmente afetando a fauna aquática (BONMATIN *et al.*, 2014; RABY *et al.*, 2018).

Esse risco é amplificado em bacias hidrográficas situadas em regiões agrícolas, onde a aplicação intensiva de pesticidas, associada a eventos pluviométricos intensos, contribui para o aumento do carreamento de resíduos para ambientes aquáticos, onde os corpos d'água tornam-se particularmente vulneráveis à contaminação por neonicotinoides, com possíveis repercussões ecológicas negativas (GOULSON, 2013; MORRISSEY *et al.*, 2015).

De acordo com Bandeira (2024), a exposição de *Daphnia magna* a clotianidina, inseticida tiametoxam do grupo dos neonicotinoides, resultou em efeitos significativos sobre parâmetros reprodutivos e de crescimento. A partir da concentração de 4,97 mg/L, observou-se redução expressiva no crescimento das fêmeas, diminuição do número de descendentes por ninhada e atraso na idade da primeira reprodução. Nos ensaios de toxicidade aguda, a exposição por 48 horas, resultou em efeitos de imobilização em concentrações de 67 mg/L. As concentrações usadas no teste variaram de 2,23 mg/L a 357 mg/L, sendo que as maiores concentrações testadas de clotianidina causaram até 90% de imobilização dos organismos, indicando alta toxicidade aguda.

O tebuconazol, fungicida pertencente ao grupo dos triazóis, apresenta elevada persistência ambiental. Em solos, sua meia-vida pode atingir aproximadamente 600 dias, indicando baixa taxa de degradação (PAUL *et al.*, 2018). Em ambientes aquáticos, sua estabilidade química contribui para uma reduzida biodegradabilidade, o que favorece sua permanência prolongada nesses ecossistemas (YU *et al.*, 2013; CASTRO *et al.*, 2018). Esse composto pode alcançar os corpos d'água por meio de processos de lixiviação, escoamento superficial ou infiltração em águas subterrâneas após eventos de precipitação (KONWICK *et al.*, 2006). Sua baixa capacidade de biodegradação reforça seu potencial de acumulação em sistemas aquáticos (BROMILOW *et al.*, 1999).

Do ponto de vista toxicológico, o tebuconazol foi classificado como potencial carcinógeno humano (CUI *et al.*, 2018). Estudos com mamíferos demonstraram que sua exposição pode ocasionar prejuízos ao desenvolvimento neurológico e alterações imunológicas, como observado em experimentos com ratos (MOSER *et al.*, 2001). Em seres humanos, Fustinoni *et al.* (2012) identificaram concentrações máximas de 19,2 µg/L em urina e 2,22 µg/kg em amostras de cabelo de trabalhadores rurais, evidenciando a exposição ocupacional ao composto. Em organismos aquáticos, especialmente em peixes-zebra (*Danio rerio*), a exposição ao tebuconazol tem sido associada a alterações comportamentais compatíveis com quadros de ansiedade, além de danos cromossômicos e fragmentação do DNA (CASTRO *et al.*, 2018).

Sancho *et al.* (2016) avaliaram os efeitos crônicos do tebuconazol em *Daphnia magna* por meio de ensaios de 14 e 21 dias, observando comprometimentos significativos na sobrevivência, reprodução e crescimento dos organismos expostos. As concentrações tóxicas máximas aceitáveis (CTM) determinadas foram de 0,61 mg/L e 0,46 mg/L para os períodos de 14 e 21 dias, respectivamente. Dentre os parâmetros avaliados, o número de neonatos por

fêmea foi o mais sensível aos efeitos do fungicida, indicando impactos diretos na capacidade reprodutiva da espécie.

De acordo com estimativas da Associação Brasileira de Saúde Coletiva (ABRASCO, 2021), aproximadamente 70% dos alimentos consumidos pela população brasileira apresentam resíduos de agrotóxicos. Sendo que o consumo per capita desses compostos no Brasil atinge cerca de 7,5 litros por ano, configurando-se como a maior taxa de exposição alimentar a agrotóxicos do mundo.

Considerando os resultados do ciclo 2023 do Plano Plurianual 2023-2025 do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos – PARA, coordenado pela Anvisa do total de 3.294 amostras analisadas, foram consideradas insatisfatórias 859 amostras (26,1%) em relação à conformidade com o LMR (ANVISA, 2024). Valor superior ao relatório anterior que analisou 4.616 amostras foram analisadas entre 2017 e 2018, 23% delas com LMR superior ao permitido (ANVISA, 2018).

O grupo de ingredientes ativos com maior frequência de detecção foi o dos neonicotinóides, totalizando 1.361 registros em 883 amostras, o que corresponde a 26,8% do total de amostras analisadas. Além disso, observou-se um número expressivo de detecções referentes aos compostos pertencentes ao grupo dos piretroides. O ingrediente ativo tebuconazol foi detectado em 588 amostras, correspondendo a 17,85% do total de amostras analisadas. Entre essas, 10 amostras foram consideradas insatisfatórias, sendo todas as detecções em concentrações acima do LMR. O ingrediente ativo cipermetrina foram os que apresentaram maior índice de detecções irregulares, entre os que apresentaram maior número de detecções para as quais não existe LMR estabelecido. Já o lambda-cialotrina está entre os que apresentaram o maior número de detecções que excederam o LMR. O ingrediente ativo florpiauxifeno benzílico não foi encontrado em nenhuma das amostras e tiametoxam foi encontrado em 1229 amostras.

Nas 250 amostras de arroz, 122 apresentaram resíduos concentrações iguais ou inferiores ao LMR. O ingrediente tebuconazol está entre os que apresentaram maior número de detecções (81 amostras), em concentrações iguais ou inferiores ao LMR (6 mg/kg). Em 240 amostras de goiaba, 210 amostras foram consideradas insatisfatórias. Os agrotóxicos tebuconazol (124 amostras), lambda-cialotrina (92 amostras) foram os que apresentaram maior número de detecções. O ingrediente ativo tebuconazol está entre os detectados com maiores frequências de detecções de resíduos acima do LMR (0,1 mg/kg). Dentre as maiores frequências de detecções de resíduos não permitidos para a cultura estão cipermetrina (95

amostras), e tiametoxam (69 amostras). Nas 255 amostras de chuchu o ingrediente tiametoxam está entre os que apresentaram maior número de detecções. O ativo lambdacialotrina está entre as detecções de resíduos acima do LMR (0,01 mg/kg) e o tiametoxam (sem LMR estabelecido) esteve entre as detecções de resíduos não permitidos para a cultura. Foram analisadas 196 amostras de pimentão, onde 112 amostras foram consideradas insatisfatórias. Dentre os que apresentaram maior número de detecções apareceram cipermetrina (51 amostras) e tiametoxam (48 amostras). Nas 236 amostras de batata-doce o ingrediente ativo tebuconazol esteve entre os que apresentaram maior número de detecções. Foram analisadas 255 amostras de tomate, onde o cipermetrina (136 amostras), está entre os com maior número de detecções. As maiores frequências de detecções de resíduos acima do LMR foram relativas está o lambda-cialotrina (0,2 mg/kg). Dentre as 235 amostras analisadas de beterraba, o lambda-cialotrina está entre as detecções de resíduos acima do LMR (0,05 mg/kg). Nas 254 amostras de laranja, o tebuconazol (116 amostras) ficou entre os que apresentaram maior número de detecções. Já nas 252 amostras de cenoura, o tebuconazol apareceu em 33 amostras, entre os que apresentaram maior número de detecções. Para as amostras de alface, as maiores frequências de detecções de resíduos acima do LMR foram relativas aos agrotóxicos cipermetrina (0,07mg/kg).

Os consumidores vêm expressando preocupações crescentes em relação à presença de resíduos químicos nos alimentos e aos potenciais efeitos adversos à saúde, sobretudo quando esses compostos são utilizados de forma inadequada ou em desacordo com as práticas agrícolas recomendadas para cada cultura (USITC, 2020). Essa percepção tem impulsionado uma demanda crescente por alimentos que apresentem baixos níveis ou total ausência de resíduos químicos (FIANKOR *et al.*, 2021), refletindo uma mudança de comportamento pautada na busca por maior segurança alimentar, qualidade nutricional e alimentos orgânicos.

3.2 Bioindicadores

A agricultura e a pecuária contribuem com o desmatamento e, conseqüentemente, com a taxa de alcance do surgimento de novos patógenos que podem diminuir a biodiversidade, aumentar o número de animais que podem causar doenças, ou ainda, alterar o modo de produção pecuário de confinamento de animais da mesma raça, idade e sistema biológico, contribuindo para o aumento das modificações genéticas, disseminação de doenças e alterações ambientais (WALLACE, 2020).

Conforme descrito por Parmar e colaboradores em 2016, tais alterações ambientais podem ser detectadas por meio da quantificação das concentrações dos diversos compostos presentes no ecossistema, procedimento geralmente realizado por análises de natureza física, química e microbiológica. No entanto, também é possível empregar organismos bioindicadores como ferramentas complementares, capazes de fornecer respostas mais rápidas e sensíveis às mudanças ambientais. A utilização desses organismos tem se mostrado altamente eficaz e vem sendo incorporada de forma crescente em programas de monitoramento ambiental (HOLT & MILLER, 2010). A capacidade de identificar fatores bióticos e abióticos por meio de respostas mensuráveis de sistemas biológicos é conhecida como bioindicação. Nesse contexto, diferentes níveis biológicos, incluindo organismos individuais, populações e comunidades, demonstram a aptidão de reagir, de forma direta ou indireta, a alterações ambientais, sejam estas de origem natural ou antrópicas (BIANCHI *et al.*, 2010).

Segundo Knie e Lopes (2004), o emprego de organismos bioindicadores permite a identificação de contaminantes em concentrações muito inferiores aos limiares de detecção obtidos por métodos analíticos convencionais. Isso ocorre porque os organismos vivos apresentam respostas integradas e holísticas a múltiplos fatores estressores, incluindo os efeitos causados por substâncias emergentes ou por compostos secundários formados a partir das interações entre a água e os efluentes. Os metais pesados, por exemplo, não são passíveis de biodegradação e apresentam meia-vida longa, sendo os organismos vivos incapazes de biotransformá-los completamente. O que significa dizer que esses elementos tendem a se acumular nos tecidos biológicos e no ambiente circundante, representando riscos potenciais à saúde humana e ecossistêmica (NABULO *et al.*, 2011). Sendo assim, a bioacumulação de metais em vegetais é particularmente preocupante, pois favorece a transferência trófica desses poluentes do solo e da água contaminados para os diferentes níveis da cadeia alimentar (KHAN *et al.*, 2015).

Estudos diversos destacam a aplicabilidade de ensaios toxicológicos com invertebrados como ferramentas eficientes na avaliação ecotoxicológica (CASTILHO, 2010). Essa abordagem permite a redução do uso de vertebrados superiores, como mamíferos, em experimentos de toxicidade, além de proporcionar custos operacionais menores, maior reprodutibilidade, facilidade de manutenção em condições controladas e possibilidade de testar amostras com maior número de indivíduos (Iannacone *et al.*, 2016). Entre os organismos-teste mais utilizados destaca-se o microcrustáceo planctônico de água doce

Daphnia magna, amplamente empregado em bioensaios ecotoxicológicos (LAITANO & MATIAS, 2006).

Sua ampla distribuição geográfica, participação essencial na comunidade zooplanctônica, facilidade de cultivo em laboratório, além do ciclo de vida curto e alta taxa de fecundidade, tornam esse organismo ideal para experimentos toxicológicos de escala global. A espécie apresenta dois modos reprodutivos: reprodução sexuada e partenogênese cíclica (assexuada), permitindo a obtenção de populações com perfil genético uniforme, favorecendo a padronização dos testes (BRUSCA, 2007; Iannacone & Alvariño, 2007; Lee *et al.*, 2019). A *Daphnia magna* é aplicada na avaliação da toxicidade de uma ampla gama de poluentes ambientais, incluindo metais pesados, agrotóxicos, fármacos e nanomateriais (Handy *et al.*, 2008). Sua posição central como biomarcador na rede trófica dos ecossistemas lênticos reforça sua relevância como organismo modelo para compreender os impactos dos contaminantes em sistemas aquáticos (FOLT *et al.*, 1999). A combinação de alta sensibilidade, facilidade de manutenção e significância ecológica torna a *Daphnia magna* uma ferramenta indispensável para a análise de riscos ambientais, apoiando estratégias de conservação e gestão de recursos hídricos.

Conforme a OECD (2004), os dados gerados por ensaios com *Daphnia magna* são essenciais nos processos de registro e regulamentação de substâncias químicas, especialmente pesticidas e herbicidas. Diversas agências reguladoras internacionais utilizam esses resultados para definir limites de segurança e estabelecer critérios normativos para o uso sustentável dessas substâncias. No entanto, o uso desse organismo em testes laboratoriais também levanta considerações bioéticas, principalmente no que tange ao bem-estar animal, conforme estabelecido por protocolos internacionais.

Na descrição dos resultados o percentual de imobilidade é registrado para cada concentração testada e, ao final, determina-se a Concentração Efetiva Mediana (CE₅₀), definida como aquela capaz de provocar a imobilidade em 50% dos organismos expostos (GHERARDI-GOLDSTEIN *et al.*, 1990). Sendo assim, é aceitável o resultado dos testes de ecotoxicidade se a sensibilidade à substância tóxica estiver dentro dos limites da carta-controle, através da média de CE₅₀ de um determinado número de ensaios (ABNT, 2016).

Os estudos que buscam estabelecer níveis seguros de exposição para determinada substância e que consideram a exposição a múltiplos agrotóxicos em um único cultivo, bem como, os estudos que buscam compreender o comportamento desses ingredientes são de suma

importância para a saúde pública, permitindo extrapolar os efeitos adversos para organismos diferentes ou precaver danos em potencial para outras espécies (HESS *et al.*, 2021).

Alguns estudos, principalmente nos países em desenvolvimento, como de Villalba e colaboradores (2019), onde os compostos metálicos se apresentam com altos índices potenciais tóxicos no ambiente aquático, com taxas ainda maiores no sedimento, tornando-os mais prejudiciais devido a sua persistência e tendência ao acúmulo na cadeia alimentar. Estes compostos, alteram a fauna e a flora, como mostram estes autores por meio de bioensaios com a espécie *Daphnia pulex*, consumidora de primeira ordem na cadeia alimentar aquática. Os resultados desse estudo, mostraram que o cádmio (Cd) e o mercúrio (Hg) em altas concentrações, causaram aproximadamente 37% de mortalidade e imobilidade dos indivíduos expostos em 48 horas de exposição, indicando a degradação progressiva de organismos bentônicos e do seu habitat natural em casos de contaminação por estes metais.

Pelo fato de que os peixes também estão expostos diretamente a contaminantes aquáticos e por serem capazes de absorver e armazenar xenobióticos dissolvidos na água (CASTRO *et al.*, 2018), é possível observar alterações na sua taxa de crescimento e em sua maturação sexual, onde as substâncias químicas oriundas dos ambientes terrestres e aquáticos, levam a alterações que podem induzir diversos organismos a óbito, dependendo da concentração em que é lançada ao meio ambiente (RIBEIRO, 2018). Por isso, mediante os bioensaios ecotoxicológicos, pode-se compreender a dinâmica dos poluentes e utilizar as respostas fisiológicas como modelo para outros vertebrados e até seres humanos (CASTRO *et al.*, 2018).

Segundo Hess e colaboradores (2021), no sul, sudeste e centro-oeste do Brasil, os peixes ósseos da classe Osteichthyes, principalmente o *Danio rerio*, conhecido como zebrafish, são utilizados com frequência em pesquisas ecotoxicológicas por serem abundantes em ambiente aquático, representando um terço dos trabalhos publicados. Isso ocorre pelo fato de responderem bem a produtos químicos em baixas concentrações, além de outros indicadores: absorvem compostos por meio de diferentes vias, como a pele, brânquias, água ou alimentos; possuem o ciclo de vida curto de fácil observação em todos os estágios de vida e são transparentes, permitindo a observação do que ocorre em seu interior. Além disso, por apresentarem uma taxa de genes de aproximadamente 70% homóloga aos seres humanos, o zebrafish é utilizado em estudos toxicológicos para avaliar os efeitos causados pelos metais pesados na saúde humana (HOWE *et al.*, 2013), permitindo tal comparação, como ocorreu

recentemente em testes para a produção de vacina contra a Covid19 (FERNANDES *et al.*, 2020).

Em um estudo realizado por Caballero-Gallardo e colaboradores em 2018, as concentrações de estrôncio (Sr), zinco (Zn), bário (Ba), arsênio (As), cobre (Cu), selênio (Se), cádmio (Cd) e chumbo (Pb), dentre outros compostos, presentes no pó de carvão, afetaram fatores genéticos nos embriões de zebrafish, induzindo a mortalidade e danos ao DNA dos embriões, alterando a função de órgãos do tecido conjuntivo, ósseo e hematológico (afetando osteoclastos, fibroblastos, leucócitos e células T e B), o ciclo celular, a apoptose, transcrição e estresse oxidativo, o comportamento (distúrbios de movimento, incluindo doença de Huntington) e o sistema nervoso (distúrbios psicológicos). Neste estudo, 19 genes foram alterados e são associados ao câncer de próstata, bexiga e gástrico, distúrbios do tecido muscular e esquelético, artrite reumatoide, osteoporose, hiperplasia, esplenomegalia, hiperresponsividade das vias aéreas, desenvolvimento de tumores, inflamação no fígado, doenças inflamatórias e imunológicas.

Os efeitos ecotoxicológicos causados pelos ingredientes ativos presentes nos agrotóxicos, são também avaliados por meio de bioindicadores. Nestes testes o organismo é submetido a uma ou mais substâncias para avaliar os efeitos letais e/ou subletais (LAITANO e MATIAS, 2006).

Os resultados utilizando bioindicadores são alarmantes e merecem uma análise mais apurada. Sergievich *et al.* (2020), por exemplo, sugerem que os efeitos ecotoxicológicos negativos podem aparecer mesmo em doses mais baixas que as estabelecidas pelo Nível Sem Efeitos Adversos Observáveis (NOAEL). Em 2019, Ferreira utilizou o zebrafish para avaliar sua resposta toxicológica aos 10 agrotóxicos mais utilizados no Brasil: abamectina, acefato, alfa-cipermetrina, bendiocarb, carbofurano, diazinon, etofenprox, glifosato, malation e piripoxifem. Em seus resultados, pode-se observar a morte dos embriões em apenas 24h de exposição aos agrotóxicos glifosato, melation e piriproxifem, independente da dose utilizada. Sendo que, os demais pesticidas analisados, também causaram a morte dos embriões e, os que sobreviveram, apresentaram anomalias, demonstrando que mesmo as doses que obedecem a ingestão diária aceitável (IDA) ou o nível sem efeitos observáveis (NOEL), oferecem riscos.

À luz das evidências apresentadas, este estudo considera diferentes proporções dos agrotóxicos utilizados na rizicultura e principais metais pesados oriundos da lavra de carvão mecanizada por meio de ensaios com *Daphnia magna*, monitorando os impactos toxicológicos sobre a biodiversidade e ao meio ambiente.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A presente pesquisa foi conduzida ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga (BHRU), localizada na Região Hidrográfica do Atlântico Sul, segundo a Divisão Hidrográfica Nacional (CNRH) correspondendo a uma área de 631km², situada na região hidrográfica do sul de Santa Catarina, pertencente a RH10, entre as bacias dos rios Araranguá ao sul e Tubarão, ao norte (VIRTUOSO, 2019). É formada pela junção dos Rios Maior e Carvão (Figura 4, a) (CBHRU, 2010) e possui águas subterrâneas do aquífero fraturado da Serra Geral, desde as nascentes até o oceano (SENHORINHO *et al.*, 2017), integrando a Associação dos Municípios da Região Carbonífera (AMREC).

Segundo Back (1999), Bacia do Rio Urussanga atinge dez municípios: Balneário Rincão, Içara, Criciúma, Jaguaruna, Sangão, Treze de Maio, Urussanga, Pedras Grandes, Morro da Fumaça e Cocal do Sul. À margem direita da bacia, encontramos como afluentes o Rio América, Caeté, Ronco D'Água, Cocal, Linha Torrens, Três Ribeirões, Linha Anta e Lagoa da Urussanga Velha. Na margem esquerda, abrange os Rios Barro Vermelho, Ribeirão da Areia e Vargedo (Figura 3).

O Estado de Santa Catarina se insere no bioma Mata Atlântica, predominantemente de Floresta Ombrófila Densa, representando 81,66% de cobertura e Vegetação Litorânea correspondente a 18,34%. O relevo é predominantemente plano (32,10%), com suave ondulação (30,20%), apresentando áreas com percentuais menores de forte ondulação e áreas montanhosas. Na região, predomina o argissolos com 49,22% de representatividade, com valores menores e decrescentes de característica de gleissolos, cambissolos, neossolos, dunas, espodossolos e organissolos (ADAMI, 2010). O seu estuário se localiza na Barra do Rio Torneiro, no município de Jaguaruna, pertencente a Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca.

O pH ao longo da bacia é baixo, em torno de 5,2 (SCUSSEL, 2016) e 2,93 (FECCIA, 2011), chegando a 4 na região estuarina (SCHNACK *et al.*, 2018). Há também, depósitos de leques aluviais com ocorrência de sedimentos quaternários e depósitos arenosos de origem transicional e retrabalho eólico (KREBS, 2004). Conforme Köppen, o clima da região é classificado de duas formas: subtropical mesotérmico úmido com verões quentes (Cfa), com temperaturas médias maiores que 10°C em meses frios e, maiores que 22°C em meses quentes.

A precipitação média pode variar entre 1.400 a 1.600 mm e a umidade relativa do ar entre 80% a 85% (SANTA CATARINA, 1991).

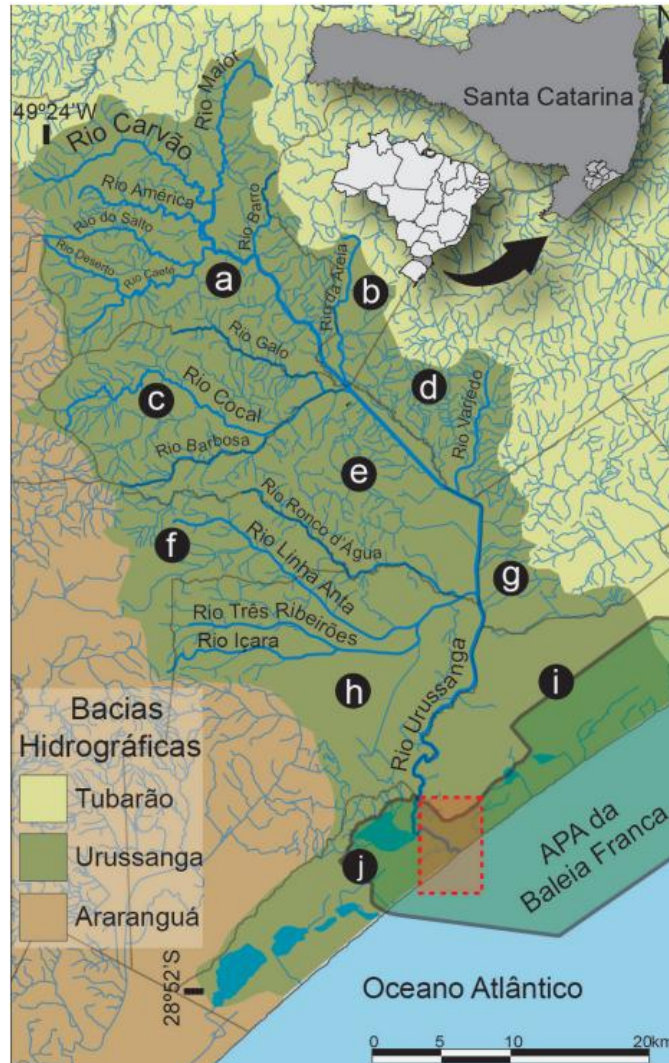


Figura 3: Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga (SC, Brasil) e respectivos municípios: (a) Urussanga, (b) Pedras Grandes, (c) Cocal do Sul, (d) Treze de Maio, (e) Morro da Fumaça, (f) Criciúma, (g) Içara, (h) Sangão, (i) Jaguaruna e (j) Balneário Rincão (Fonte: SCHNACK *et al.*, 2018).

4.2 Análise dos parâmetros físico-químicos

Para termos de caracterização de valores de ferro, manganês e zinco, as coletas de água e sedimento foram realizadas em pontos distintos do percurso onde há rizicultura, antes e após os cultivos de arroz, do rio até o estuário na Barra do Torneiro, nos meses de abril, agosto e setembro de 2024.

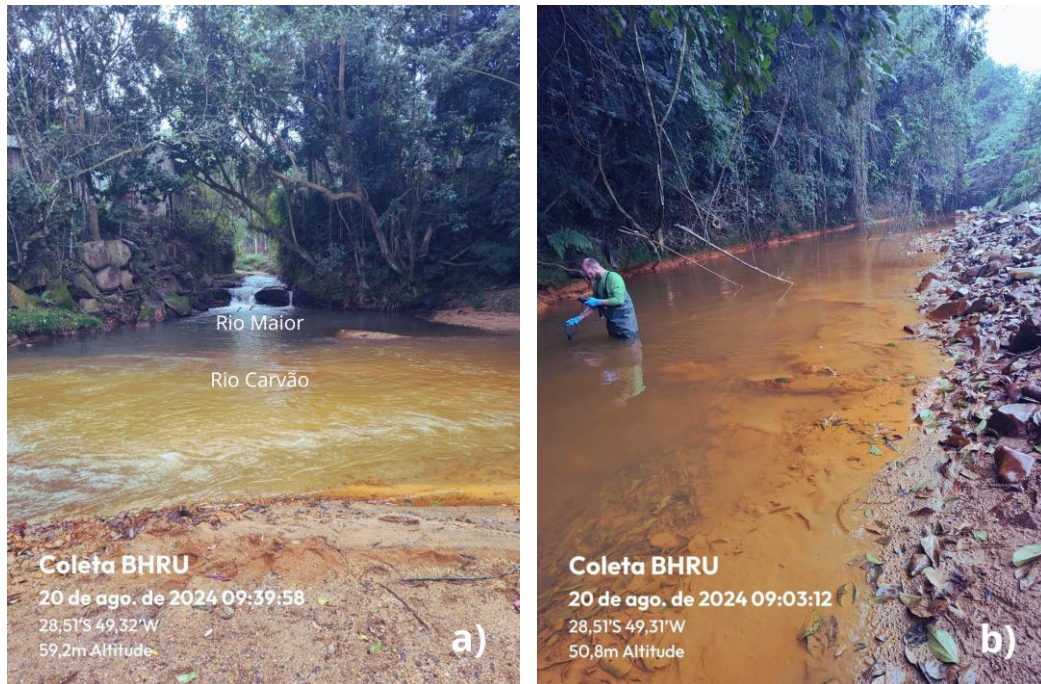


Figura 4: a) Junção do Rio Maior com o Rio Carvão. b) Coleta de sedimento utilizando draga Birge-Ekman (Fonte: acervo pessoal da autora).

O método utilizado para a coleta de sedimento segue o proposto por Mozeto (2006), em que se utiliza a draga Birge-Ekman (Figura 4, b), transferindo as amostras para dentro de frascos de vidro borossilicato âmbar, armazenando-as em sacos zip-lock dentro de uma caixa de isopor, com temperatura aproximada a 4°C para análise laboratorial no mesmo dia de coleta. Para as coletas de água, o protocolo seguirá as normas estabelecidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT (NBR 9898/1987) para a preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.

A digestão das amostras para determinação de concentração de metais (Fe, Mn e Zn) na água e sedimento seguiram o Método SW 846 -3050, mediante espectrofotometria por absorção atômica com chama e, o pH verificado por meio de um pHmetro. Todos esses testes citados serão medidos em parceria com o IPAT – Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas da UNESC.

4.3 Análises ecotoxicológicas com *Daphnia magna*

Daphnia magna é um microcrustáceo pertencente ao Filo Arthropoda e à Ordem Cladocera (Figura 5), cujos representantes são comumente denominados pulgas-d'água (BRUSCA, 2007). Trata-se de um organismo planctônico de água doce que, na fase adulta, pode atingir entre 5 e 6 mm de comprimento (LE *et al.*, 2016). Atua como consumidor

primário na teia trófica aquática, alimentando-se por filtração seletiva de partículas orgânicas em suspensão, com predileção por algas unicelulares (KNIE; LOPES, 2004; ABNT, 2016).



Figura 5: microcrustáceo aquático *Daphnia magna*, popularmente conhecido como pulga-da-água. (Fonte: GBIF, 2024).

Segundo a Environmental Protection Agency (EPA, 2020), *Daphnia magna* é considerada um organismo modelo em ensaios ecotoxicológicos, devido à sua elevada sensibilidade a contaminantes químicos, fácil manejo em laboratório e identificação morfológica, alta disponibilidade comercial e à sua capacidade de resposta rápida a estressores ambientais. São comumente empregados como indicadores biológicos em estudos de qualidade da água (LE *et al.*, 2016) e em ensaios ecotoxicológicos de efluentes, devido à sua elevada sensibilidade, disponibilidade, ciclo de vida curto (cerca de 60 dias, após os quais a reprodução declina e a taxa de mortalidade aumenta), alta taxa de reprodução, capacidade de reprodução por partenogênese (forma assexuada, gerando apenas fêmeas) e facilidade de manutenção em ambientes laboratoriais. Reconhecidos como organismos-padrão internacional em testes de toxicidade aguda (KNIE; LOPES, 2004).

Para esse teste, utilizamos 10 indivíduos neonatos do gênero *Daphnia*, mediante partenogênese, a partir da segunda postura. Método esse que consiste em avaliar a mobilidade e mortalidade dos organismos expostos aos contaminantes solúveis ou dispersos em meio aquático, por 48h de exposição, tempo suficiente para avaliar os impactos ecotoxicológicos agudos, conforme a Norma Brasileira nº 12.713, de 15 de maio de 2016, sobre o método de ensaio para toxicidade aguda para *Daphnia magna*. O preparo, a coleta e a preservação das amostras seguiram a Associação Brasileira de Normas Técnicas NBR 15.469, de 30 de julho de 2021.

A temperatura da água é uma variável abiótica essencial que modula aspectos fisiológicos e populacionais da *Daphnia magna*, como crescimento somático, taxa metabólica basal, longevidade e reprodução. Alterações térmicas provocadas por mudanças climáticas podem impactar profundamente a fenologia e a distribuição geográfica dessas populações, provocando desequilíbrios nas interações tróficas (YVON-DUROCHER *et al.*, 2012).

Para o cultivo dos indivíduos a troca do meio de cultura ocorreu, pelo menos, uma vez por semana, evitando diferenças de temperatura maiores que 2°C e o fornecimento de alimentação ocorreu diariamente por meio de algas verdes. Os parâmetros físicos foram mensurados através de sonda multiparâmetro, antes e após os testes, obedecendo os padrões estabelecidos na NBR 15469 a fim de garantir a sobrevivência dos organismos. A temperatura dos ensaios ficou entre 18°C e 22°C durante as 48h, com pH entre 7,6 e 8,0, mantidos em ambiente escuro (Figura 6, c), com os recipientes cobertos ou em ambiente com fotoperíodo de 12h a 16h de luz difusa. Utilizamos 10 indivíduos em cada amostra e duas réplicas para cada diluição e controle (Figura 6, b), totalizando 108 testes. Após 48h de exposição aos compostos químicos, realizam-se as contagens de exemplares móveis e imóveis com o auxílio da caixa de luz (Figura 6, a), registrando assim, as concentrações tóxicas. Para validar os resultados, ao término de cada ensaio, a porcentagem de organismos imóveis no controle negativo deve ser inferior ou igual a 10% (ABNT NBR 12.713, 2016).

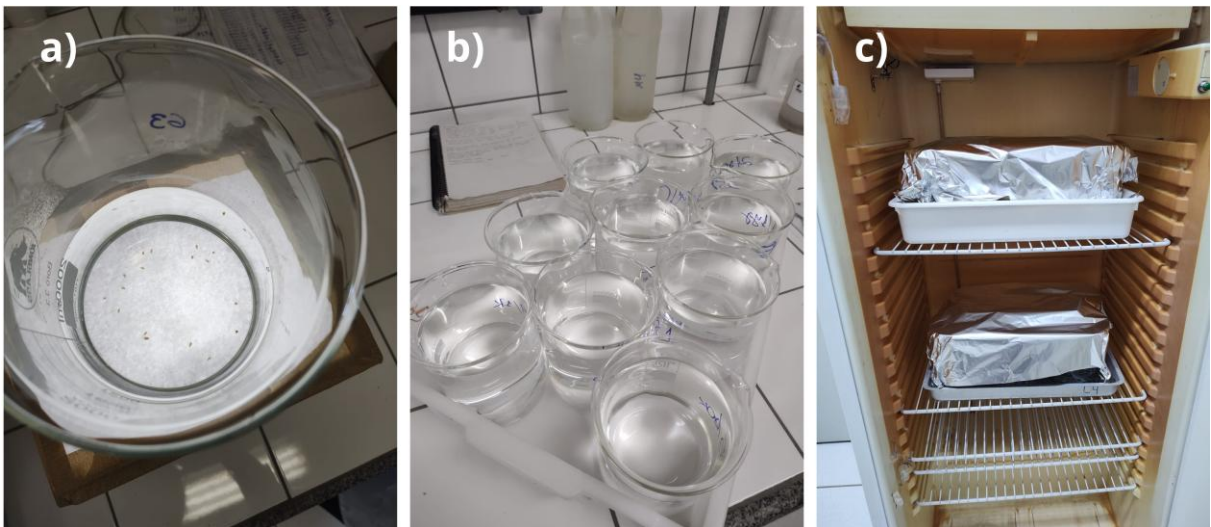


Figura 6: a) Caixa de luz para contagem dos neonatos. b) Beckers com diferentes concentrações das substâncias testadas. c) Ambiente controlado para exposição de 48h. (Fonte: acervo pessoal da autora).

Os testes envolvendo os bioindicadores foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia no Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas – IPAT, de acordo com a ABNT NBR 12.713 de 2016.

4.4 Caracterização dos agrotóxicos

Inicialmente, realizamos o mapeamento e reconhecimento da área de estudo com o auxílio do programa Google Earth e, posteriormente, mediante visitas *in loco*, as verificações cartográficas conferindo as informações dadas pelo aplicativo utilizado. Para compreender melhor as práticas utilizadas ao longo da Bacia do Rio Urussanga e o contexto da realidade local, realizamos saídas de campo exploratórias, participando de reuniões com agricultores, com os comitês de bacias e outras instituições.

Para a realização do levantamento dos agrotóxicos utilizados atualmente, contamos com o apoio do Engenheiro Agrônomo Douglas George de Oliveira, Coordenador Estadual do Programa Grãos - Extensão Rural da EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina) compartilhando o banco de dados atualizados do ano de 2023 dos agrotóxicos utilizados no cultivo do arroz ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga.

Os agrotóxicos mais utilizados na região de estudo escolhidos para os testes de bancada, seguindo o critério de não contemplação na legislação brasileira e alto índice de utilização na Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, foram os produtos listados a seguir na fórmula comercial:

1. **Loyant® (Corteva)** – herbicida utilizado para o controle pós-emergente das plantas daninhas na cultura do arroz. **Composição:** florpiauxifen-benzil (Arilpicolinato, 2,50% m/v) + equivalente ácido do florpiauxifeno-benzílico (1,99% m/v) + Outros ingredientes (90% m/v). Classificação toxicológica do produto: não classificado. Classificação do potencial de periculosidade ambiental: III - produto perigoso ao meio ambiente. Correspondem a outros ingredientes os descritos a seguir: a) massa de reação de N, Ndimetildecano-1-amida e N, Ndimetiloctanamida, com Toxicidade aguda (Oral), Categoria 5; Toxicidade aguda (Dérmico), Categoria 5; Irritação da pele, Categoria 2; Lesões oculares graves, Categoria 1; Toxicidade sistêmica de órgão-alvo específico, Categoria 3; Perigo por aspiração, Categoria 2; Perigoso ao ambiente aquático Agudo,

Categoria 2. b) carbonato de propileno, Irritação ocular, Categoria 2A. c) Ácido benzenosulfônico, alquil derivados C10-16, sais de cálcio: Irritação da pele, Categoria 2; Irritação ocular, Categoria 2ª; Perigoso ao ambiente aquático – Crônico, Categoria 4. d) Etilhexanol: Líquidos inflamáveis, Categoria 4; Toxicidade aguda (Oral), Categoria 5; Toxicidade aguda (Inalação), Categoria 4; Toxicidade aguda (Dérmico), Categoria 5; Irritação da pele, Categoria 2; Irritação ocular, Categoria 2ª; Toxicidade sistêmica de órgão-alvo específico - exposição única (Sistema respiratório), Categoria 3; Perigo por aspiração., Categoria 2; Perigoso ao ambiente aquático – Agudo, Categoria 3. e) metanol: Líquidos inflamáveis, Categoria 2; Toxicidade aguda (Oral), Categoria 3; Toxicidade aguda (Inalação), Categoria 3; Toxicidade aguda (Dérmico), Categoria 3; Toxicidade sistêmica de órgão-alvo específico - exposição única (Olhos, Sistema nervoso central), Categoria 1; Perigo por aspiração., Categoria 2.

2. **Bim Max® (Corteva):** é um fungicida para o controle da mancha-parda do arroz causado pelo fungo *Bipolaris oryzae* (*Drechslera oryzae*) e para o controle da brusone causada pelo fungo *Magnaporthe grisea* (*Pyricularia oryzae*). Classificação toxicológica: categoria 4 - produto pouco tóxico. Classificação do potencial de periculosidade ambiental: classe II - produto muito perigoso ao meio ambiente. **Composição:** triciclazol (benzotiazol, 20% m.v) + tebuconazol (triazol, 16,0% m/v) – benzotiazol + celulose (sem valor) outros ingredientes (74,8% m.v). Toxicidade aguda (oral): categoria 4. Toxicidade à reprodução: categoria 2. Perigoso ao ambiente aquático: agudo e crônico, categoria 1.
3. **Engeo Pleno® (Syngenta):** inseticida utilizado nos cultivos de Amendoim, Arroz, Feijão, Milho, Soja, Sorgo, tomate, batata, pepino, algodão, cana-de-açúcar, citrus, girassol e palma forradeira. Classificação toxicológica: categoria 4 – produto pouco tóxico. Classificação do potencial de periculosidade ambiental: classe I - produto altamente perigoso ao meio ambiente. **Composição:** tiametoxan (neocotinóide, 14,1% m/v) lambdacialotrina (piretóide, 10,6% m/v) + nafta de petróleo como solvente aromático (UVCB - substâncias de composição desconhecida ou variável, produtos de reações complexas ou materiais biológicos, 7,28% m/v) e outros ingredientes (87,2 m/v). Classe toxicológica Categoria 4 – Produto Pouco Tóxico.

4. **Cipermetrina® (Nortox 250 EC)**– é um inseticida de contato e ingestão em alvos biológicos que causam danos à produção das culturas algodão, amendoim, arroz, aveia, batata, batata doce, batata yacon, beterraba, café, cará, cenoura, centeio, cevada, citros, ervilha, feijão, feijões, grão-de-bico, inhame, lentilha, mandioca, mandioquinha-salsa, milheto, milho, soja, sorgo, trigo, tritcale e tomate. **Composição:** cipermetrina (piretróide, 25,00% m/v) + outros ingredientes (69,62% m/v). Ingredientes, impurezas e/ou aditivos estabilizantes que contribuem para o perigo: Segredo industrial 1: 5% (Classificação: H317). Classificação toxicológica: categoria 4, produto pouco tóxico. Classificação do potencial de periculosidade ambiental II, produto muito perigoso ao meio ambiente. Toxicidade aguda - Oral - Categoria 4. Corrosão/irritação à pele - Categoria 2. Lesões oculares graves/irritação ocular - Categoria 2B. Sensibilização à pele - Categoria 1. Toxicidade para órgãos-alvo específicos - Exposição única - Categoria 3 – Respiratório. Toxicidade para órgãos-alvo específicos - Exposição repetida - Categoria 2. Perigoso ao ambiente aquático - Agudo - Categoria 1.

4.5 Delineamento amostral

Os ensaios ecotoxicológicos foram realizados entre os dias 01 de dezembro de 2024 a 20 de fevereiro de 2025, totalizando 10 baterias de testes, agrupados em 3 testes principais (Figura 7). Cada teste contém duas réplicas controle somente com água reconstituída para cultivo, caracterizada como Meio M4 conforme a NBR 12.713 (2016) e, duas réplicas para cada diluição em Meio M4, conforme descrito a abaixo.

- Teste 1: análise dos efeitos tóxicos dos quatro agrotóxicos testados individualmente, seguindo as concentrações de 20 µg/L, 10 µg/L, 1,0 µg/L, 0,1 µg/L, 0,01 µg/L e 0,001 µg/L;
- Teste 2: exposição de biondicadores às concentrações de 10 µg/L, 1,0 µg/L, 0,1 µg/L, 0,01 µg/L e 0,001 µg/L dos quatro agrotóxicos do Teste 1, juntamente com 5 mg/L de zinco, 0,3 mg/L de ferro e 0,1 mg/L de manganês;
- Teste 3: duas amostras contendo todos quatro agrotóxicos juntos do estudo em concentrações de 10 µg/L e 20 µg/L; duas amostras apenas ferro, manganês e zinco em concentrações de 0,3 mg/L, 0,1 mg/L e 5 mg/L, respectivamente;

dois beckers com as misturas dos quatro agrotóxicos nas concentrações de 10 µg/L e 20 µg/L, adicionadas aos três metais pesados nas concentrações previstas na Portaria 2914/2011, com a finalidade de obter resultados dos efeitos sinérgicos entre as substâncias.

As amostras dos agrotóxicos usados no presente estudo foram cedidas, pela representante comercial da empresa Corteva de Santa Catarina. As concentrações de ferro, manganês e zinco utilizadas no teste, seguem os limites estabelecidos para o padrão de potabilidade da água conforme a Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011 Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

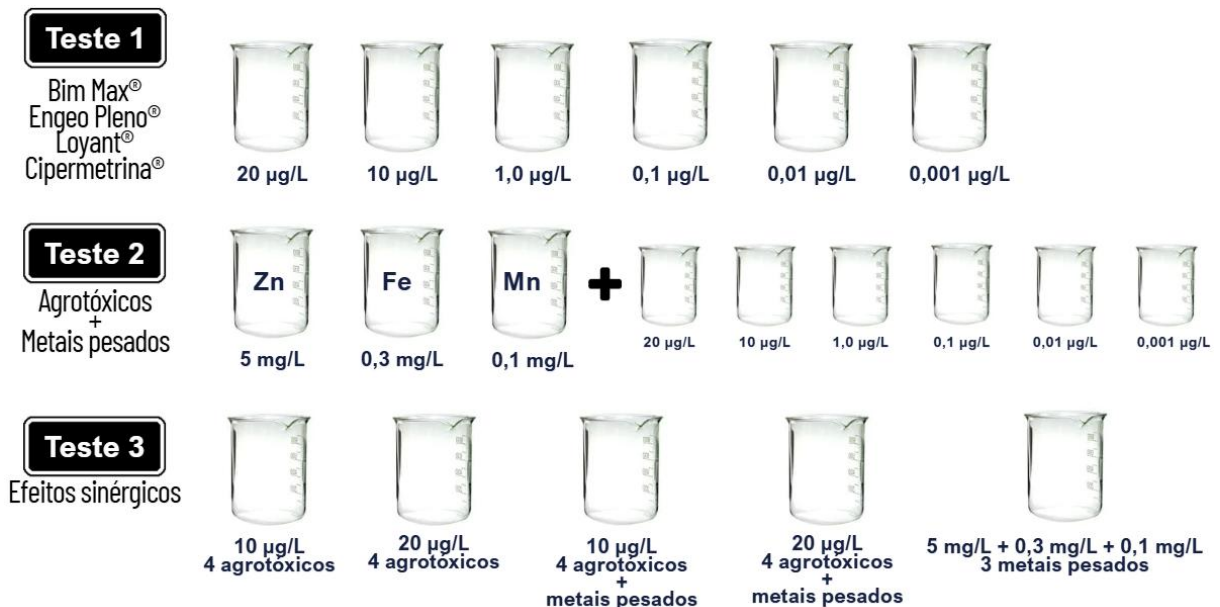


Figura 7: Delineamento amostral das análises ecotoxicológicas expondo indivíduos neonatos de *Daphnia magna*, totalizando 108 ensaios com 2 controles para cada um dos três testes descritos. (Fonte: produzido pela autora).

4.6 Análises estatísticas

Para analisar a relação entre a taxa de sobrevivência e a concentração dos compostos químicos estudados foram utilizados modelos lineares generalizados. Nessas análises, considerou-se a presença de ferro, manganês e zinco (nas concentrações supracitadas) como uma variável fatorial (presença e ausência). Os dados foram analisados considerando um modelo Quasibinomial, com função de ligação logística. Os dados de sobrevivência foram plotados em Boxplots e os gráficos executados no software R Studio Posit.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Ensaio ecotoxicológicos

Durante os bioensaios toxicológicos de nossa pesquisa, as alterações comportamentais nos organismos dos neonatos de *Daphnia magna* foram observadas diretamente com o auxílio de caixa de luz. Consideramos neonatos aparentemente mortos aqueles indivíduos que permanecem parados, flutuando na superfície ou que são incapazes de nadar ativamente mesmo após 15 segundos de agitação do recipiente, conforme descrito por Knie e Lopes (2004).

A taxa de imobilidade dos indivíduos é quantificada para cada concentração testada e com base nesses dados calcula-se a Concentração Efetiva Mediana (CE₅₀) ou Concentração Letal (CL₅₀) parâmetro que expressa a concentração do agente químico capaz de causar morte em 50% da população exposta, sendo este um dos principais indicadores em estudos de toxicidade aguda (GHERARDI-GOLDSTEIN *et al.*, 1990).

Os resultados analisados para a relação entre a taxa de sobrevivência e a concentração dos compostos químicos testados estão apresentados na Tabela 1. Podemos observar que os testes com os agrotóxicos Cipermetrina® e Engeo Pleno®, bem como os ensaios realizados com todos com agrotóxicos juntos e com adição de metais pesados (Fe, Mn e Zn) apresentaram valores significativos para os parâmetros avaliados (valor de $p < 0,05$). O fungicida Bim Max® e o herbicida Loyant® não apresentaram valores significativos.

Os resultados também demonstram a presença de efeitos antagônicos entre os agrotóxicos testados individualmente e, entre os agrotóxicos e os metais pesados.

Tabela 1: Teste de significância, considerando um modelo Quasibinomial, com função de ligação logística para análise da relação entre de sobrevivência e a concentração dos compostos químicos.

	Estimativa	Erro	T	p
(Intercept)	1,29	0,20	6,54	0,0000000
Bim Max®	-0,04	0,04	-1,04	0,30103983
Cipermetrina®	-0,15	0,04	-3,50	0,00066676
Engeo Pleno®	-0,10	0,04	-2,83	0,00556283
Loyant®	-0,06	0,03	-1,81	0,07374824
Todos os agrotóxicos	-0,18	0,05	-3,87	0,00018508
Agrotóxicos + Metais pesados	-1,45	0,24	-5,99	0,00000003

A Figura 8, apresenta os resultados dos ensaios ecotoxicológicos, onde as quatro colunas superiores à esquerda colunas estão os agrotóxicos testados individualmente com seus controles individuais. A coluna N superior representa os controles dos quatro testes à direita, a coluna N inferior, apresenta os resultados dos testes considerando apenas os metais pesados. Sendo a coluna T superior, os testes com todos os agrotóxicos juntos e T inferior, todos os agrotóxicos em concentrações mais altas com todos os metais pesados.

Considerando, primeiramente, apenas os testes com os agrotóxicos, o fungicida Bim Max® apresentou a maior taxa de sobrevivência entre todos os agrotóxicos testados. Nas concentrações de 0,001 µg/L, 0,01 µg/L e 0,1 µg/L, apresentaram a média de sobrevivência de 80%, 95% e 90%, respectivamente. Na concentração de 0,1 µg/L houve um leve pico de sobreviventes (90%) com relação as demais concentrações e posteriormente a continuação da redução de sobreviventes. Nas concentrações de 1 µg/L, e 20 µg/L as taxas médias de sobrevivência foram de 65% a 70%. O inseticida Cipermetrina®, apresentou a menor média de sobrevivência entre os neonatos, sendo que a taxa de sobrevivência diminuiu conforme o aumentos das concentrações, apresentando 80% de sobrevivência na concentração de 0,001 µg/L, 45% na dosagem de 1 µg/L e 30% de sobrevivência na concentração de 20 µg/L. O Engeo Pleno®, apresentou a segunda menor taxa de sobrevivência média. Nos ensaios com concentrações de 0,001 µg/L a taxa de sobrevivência média foi de 90%, em 0,1 µg/L e 10 µg/L apresentaram taxas de sobrevivência de 55% e 35%, já nas dosagens mais altas de 20 µg/L a taxa de sobrevivência média foi de 45%. Já o herbicida Loyant®, apresentou taxas de mortalidade que variaram de 80% a 35%, nas concentrações de 0,01 µg/L e 20 µg/L.

No teste T superior, que representa o ensaio com todos os agrotóxicos juntos, nas concentrações menores de 10 µg/L (totalizando 40 µg/L) e nas concentrações maiores de 20 µg/L para cada agrotóxico (totalizando 80 µg/L), os resultados mostraram que nas concentrações menores, a taxa de sobrevivência foi de 20% e, nas concentrações maiores, a taxa de sobrevivência caíram para 15%.

Apenas os testes controles dos ensaios de Engeo Pleno® e Loyant® apresentaram mortalidade de 10% e 5% dos neonatos, os demais apresentaram 100% de sobrevivência.

Analisando os ensaios com os agrotóxicos em interação com o ferro (0,3 mg/L), manganês (0,1 mg/L) e zinco (5 mg/L), observa-se que as taxas de sobrevivências foram menores, nos testes com a presença do piretróide Cipermetrina®, seguido pelo fungicida Bim Max®. Sendo que, a maior taxa de sobrevivência ocorreu na presença do herbicida Loyant® em conjunto com os metais pesados, indicando este ser o menos tóxico para os neonatos

quando testado em conjunto. O resultado que nos chama atenção é que na menor concentração do agrotóxico Loyant® de 0,001 µg/L, tanto como na maior concentração testada para esse teste, de 10 µg/L, a taxa de sobrevivência média foi a mesma registrada para os dois, representando 75% cada. Sendo que, a concentração média de 1 µg/L a taxa de sobrevivência foi de 50%.

O Engeo Pleno® quando testado juntamente com os metais pesados, foi segundo agrotóxico menos tóxico para os neonatos. Na concentração de 0,1 µg/L houve a maior taxa de sobrevivência, apresentando 60% de valor médio, sendo que, na concentração mais baixa de 0,001 µg/L, os resultados mostram uma taxa de sobrevivência menor ainda, de 45%. A menor taxa média de sobrevivência registrada para esse agrotóxico na presença dos metais pesados foi de 20%, na concentração de 10 µg/L.

O agrotóxico Cipermetrina® quando em conjunto com metais pesados, apresentaram as menores taxas de sobrevivência, sendo que, nas concentrações de 0,1 µg/L e 10 µg/L, todos os indivíduos morreram. A concentração de 0,01µg/L apresentou 15% de sobrevivência, sendo a maior taxa de sobrevivência média. O Bim Max®, é o segundo agrotóxico mais tóxico para os neonatos na presença dos metais pesados. Conforme observamos na Figura 8, as taxas de sobrevivência média aumentaram conforme o aumento das concentrações, sendo que, a maior taxa de sobrevivência média de 25% ocorreu na concentração de 10 µg/L, diminuindo para 20% na concentração de 1 µg/L, 15% nas concentrações de 0,1 e 0,01 µg/L e a menor taxa média de 10% ocorreu na concentração de 0,001 µg/L.

Na coluna T inferior, analisamos todos os agrotóxicos em sinergia com o ferro (0,3 mg/L), manganês (0,1 mg/L) e zinco (5 mg/L), totalizando 5,4 mg/L de metais pesados. Como resultado, na concentração menor, todos os organismos morreram e na concentração maior, a taxa média de sobrevivência foi de 10%.

Na coluna N inferior, no ensaio realizado somente com as três concentrações de metais pesados citadas acima, representadas na coluna 0* (abaixo do controle), somente 25% dos organismos sobreviveram.

Em nossos resultados não observamos tendência de redução nos valores de pH à medida que aumentou a concentração das misturas testadas.

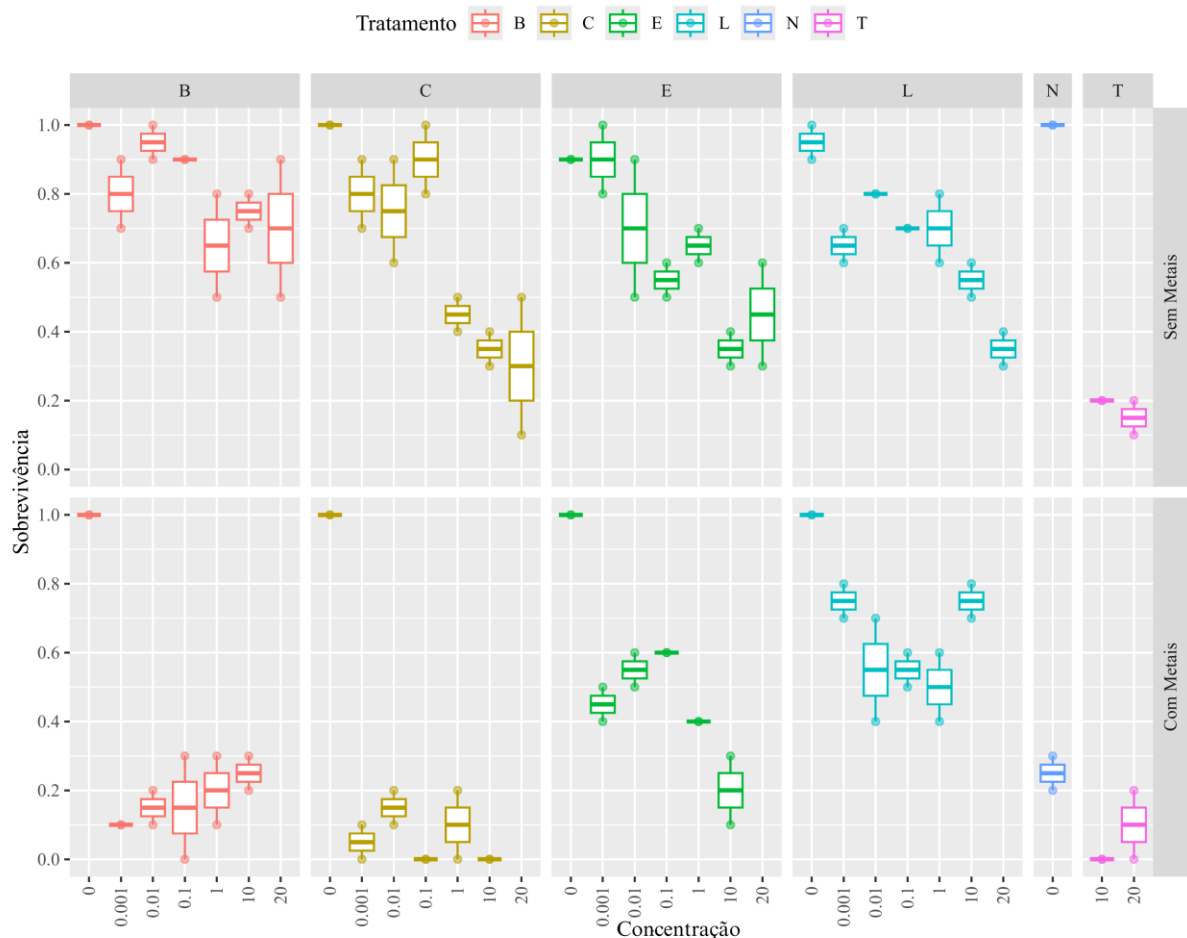


Figura 8: Resultados de sobrevivência de neonatos de *Daphnia magna*, em diferentes concentrações dos agrotóxicos e metais pesados, plotados em Boxplots. Colunas superiores: B (Bim Max), C (Cipermetrina), E (Engeo Pleno), L (Loyant), N (grupo controle) e T (ensaios contendo somente os quatro agrotóxicos juntos). Colunas inferiores: N (testes somente com metais pesados) e T (todos os agrotóxicos juntamente com os metais pesados).

O teste de toxicidade aguda, utilizando neonatos de *Daphnia magna*, consiste na avaliação dos efeitos de um agente tóxico por meio da exposição desse organismo bioindicador, a diferentes concentrações de uma substância ou amostra ambiental. A resposta tóxica é quantificada com base na imobilidade ou mortalidade dos organismos após um intervalo de exposição entre 24 e 48 horas. Ao final do ensaio, pode-se determinar a Concentração Letal Mediana (CL_{50}), que corresponde à concentração capaz de causar a morte de 50% dos indivíduos expostos (Bertoletti; Nipper; Magalhães, 1992). Como também, pode-se utilizar para a medição de toxicidade aguda o percentual de imobilidade observado determinando a Concentração Efetiva (CE_{50}), onde a resposta avaliada é a ausência de mobilidade ou morte, sob 48h de exposição (GHERARDI-GOLDSTEIN *et al.*, 1990; NM, 2010). Para que os resultados obtidos sejam considerados válidos, é necessário que o grupo

controle apresente uma taxa mínima de sobrevivência de 90%, conforme os critérios estabelecidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2003), em conformidade com nossos resultados.

Para os testes de toxicidade aguda para neonatos de *Daphnia magna*, as Concentrações Efetivas Medianas (CE₅₀) possíveis de serem calculadas se deram nos ensaios dos organismos expostos aos inseticidas Cipermetrina®, apresentando CE₅₀ de 8,41 µg/L e Engeo Pleno®, com valor de 12,55 µg/L. Para o teste de agrotóxicos e metais pesados, Cipermetrina® apresentou CE₅₀ de 1,02 µg/L, Bim Max® resultou em 4,26 µg/L, Engeo Pleno® obteve o valor de 1,52 µg/L e Loyant® 2,51 µg/L.

Usando os dados do modelo testado e conforme a NBR 12.713, que determina as características aceitáveis para o lote de água, em ensaios de toxicidade aguda em *Daphnia* spp., os valores devem ser inferiores ou iguais a 10% de imobilidade dos organismos-testes durante um período de exposição de 48h. Sendo assim, com exceção dos agrotóxicos Bim Max® (0,01 e 0,1 µg/L), Cipermetrina® (0,1 µg/L) e Engeo Pleno® (0,001 µg/L), os demais ensaios resultaram em mortalidade/imobilidade acima de 10%.

Para termos de caracterização da presença dos metais ao longo da Bacia do Rio Urussanga, os valores de pH durante esse período variaram de 2,96 a 5,05. Em relação aos parâmetros de metais pesados na água, para ferro total, o valor máximo registrado nos três pontos de coleta foi de 37,98 mg/L durante o mês de abril e 10,98 mg/L no mês de setembro. O valor mais baixo registrado foi 0,26 mg/L. Para manganês, o valor mais alto foi de 3.967 mg/L no mês de abril e o mais baixo 0,21 mg/L. O valor mais alto registrado para zinco foi 0,802 mg/L em abril e o menor valor 0,032 mg/L.

Em relação aos valores do pH em sedimento, variaram entre 3,6 em abril e 7,4 no mês de agosto). Para o ferro, o mês de abril apresentou o valor mais alto 69.426,69 mg/kg e o mais baixo foi registrado no mês de agosto, 22.379,84 mg/kg. Para manganês, o valor mais alto foi de 510.315 mg/kg em agosto e 68,27 mg/kg em abril. Zinco apresentou valores entre 28,7 mg/kg em agosto e 785,63 mg/kg em setembro.

5.2 Discussão dos resultados frente do contexto nacional

A espécie *Daphnia magna* é amplamente reconhecida como organismo modelo em estudos de ecotoxicologia, especialmente na avaliação da toxicidade de substâncias químicas em ambientes aquáticos. Os ensaios de toxicidade aguda com esse microcrustáceo geram

dados relevantes sobre os efeitos letais e subletais de contaminantes, permitindo compreender sua ação sob diferentes concentrações e tempos de exposição. A espécie demonstra elevada sensibilidade a variações ambientais, como mudanças de temperatura, pH e à presença de poluentes. Essa plasticidade fenotípica e a resposta aguda a agentes estressores fazem com que seja amplamente utilizada em testes laboratoriais para avaliação ecotoxicológica de compostos químicos e resíduos ambientais (SCHAMPHELAERE & JANSSEN, 2002).

Os agrotóxicos Cipermetrina®, seguido pelo Engeo pleno®, Loyant® e Bim Max® representam os agrotóxicos mais tóxicos para os organismos neonatos. Quando testados em conjunto com os metais pesados, o Cipermetrina® continua sendo o mais tóxico, seguido pelo Bim Max®, Engeo Pleno® e Loyant®.

A partir dos resultados apresentados, sugerimos que não há uma relação dose resposta para os organismos avaliados. Por exemplo, nos testes utilizando somente os agrotóxicos, podemos observar que para Loyant®, na concentração mais baixa de 0,001 µg/L a taxa média de sobrevivência foi de 65%, menor que nas concentrações de 0,01µg/L, 0,1 µg/L e 1 µg/L, com 80% e 70% de sobrevivência, respectivamente. Nos testes com Bim Max®, o agrotóxico menos tóxicos para os neonatos, conseguimos observar um padrão parecido, sendo a taxa de sobrevivência de 80% na concentração mais baixa, e 95% e 90% nas concentrações de 0,01 e 0,1. No teste com concentração de 1 µg/L a taxa média de sobrevivência foi de 65% e nas concentrações maiores de 10 µg/L a taxa de sobrevivência aumentou para 75% e em 20 µg/L, a taxa de sobrevivência diminuiu para 70%.

O agrotóxico menos tóxico na presença dos metais pesados foi o Loyant®, entretando, na menor concentração de 0,001 µg/L e na maior concentração de 10 µg/L a taxa média de sobrevivência foi de 75%, igual para as duas concentrações. Sendo que as concentrações entre elas, apresentaram variação, como por exemplo, na concentração de 1 µg/L a taxa de sobrevivência média foi de 50%. O Bim Max®, considerado o menos tóxico quando testado individualmente, quando na presença dos metais pesados, se torna o segundo mais tóxico. Mesmo com os resultados de mortalidade maiores, nos resultados da Figura 8, conseguimos observar que, conforme o aumento das concentrações, as taxas de sobrevivência aumentam. Padrões como estes, são observados durante todo o experimento, aparentando não existir uma dosagem segura para os compostos quando testados em conjunto ou separados.

O Teste 2 que representa a interação entre os agrotóxicos e metais pesados, percebemos que o índice de mortalidade dos indivíduos aumentou consideravelmente, chegando a 100% de neonatos mortos, assim como no teste 3, quando testadas em conjunto

com os agrotóxicos, na concentração menor de 10 µg/L. Na concentração maior de 20 µg/L, houve 10% de sobrevivência. Quando consideramos somente os metais pesados, a taxa média de sobrevivência é de 25%. No Teste 1 os quatro agrotóxicos testados de forma separada, a sobrevivência média mínima é de 30%. Quando consideramos todos os agrotóxicos juntos, somente 15% dos neonatos sobrevivem. Quando comparamos somente o teste com os agrotóxicos em mistura, os resultados apontam a taxa maior de sobrevivência do que quando testados os agrotóxicos com os metais, apresentando 20% de sobrevivência na concentração menor e 15% na concentração maior e, para metais pesados e agrotóxicos, todos os organismos morreram na menor concentração, com sobrevivência média de 10% na concentração maior. Ou seja, a mistura de metais pesados e agrotóxicos se torna mais letal para os neonatos de *Daphnia magna* e, os metais pesados sozinhos apresentaram maior taxa média de sobrevivência do que a mistura dos agrotóxicos juntos.

Quando observamos os testes de mistura de Engeo Pleno® e os metais pesados, no Teste 2, nas concentrações de 0,001 µg/L e 1,0 µg/L o índice de mortalidade é de 55% e 60%, aumentando para 80% de mortalidade na diluição de 10 µg/L. Padrão estes muito próximos, em concentrações diferentes e distantes, reforçam a ideia de que não existe uma dose segura para a presença desses compostos na água.

Considerando todos os testes realizados, somente o agrotóxico Bim Max® apresentou 95% de valor médio de sobrevivência na concentração de 0,01 µg/L. Isso porque, segundo o protocolo NBR 12713 (2016) que determina as características aceitáveis para o lote de água, os valores devem ser inferiores ou iguais a 10% de imobilidade dos organismos-testes durante um período de exposição de 48h, caso contrário, a qualidade da água é imprópria para a espécie testada.

Nos testes realizados, observamos que independente da diluição utilizada nos diferentes tratamentos, os índices médios superam 10% de mortalidade, com ressalva para o fungicida Bim Max® na concentração de 0,01 µg/L. Ou seja, independente da concentração utilizada, somente a presença dos agrotóxicos e dos metais pesados já é suficientemente tóxica para causar a mortalidade dos microcrustáceos utilizados nesses experimentos, considerados base de cadeia alimentar e que representam importância significativa no equilíbrio dos ecossistemas de água doce, demonstrando que não existe uma diluição segura aplicável para esses compostos.

A *Daphnias magna* trata-se de uma espécie funcionalmente relevante em diversos ecossistemas dulcícolas, atuando como um dos principais componentes do nível trófico

primário, além de representar uma importante fonte alimentar para peixes e outros invertebrados aquáticos. Sua participação na estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos é fundamental, pois regula as populações de fitoplâncton, contribuindo para o controle da eutrofização e para o aumento da transparência da coluna d'água. Esse controle influencia diretamente a penetração luminosa, afeta a taxa fotossintética da flora aquática e altera a dinâmica de nutrientes, repercutindo nos níveis tróficos superiores. Ao suprimir a densidade de determinadas espécies de algas consumidas pelas *Daphnias* devido ao desequilíbrio nas interações, pode-se favorecer a dominância de grupos fitoplanctônicos alternativos, promovendo mudanças complexas alterando a composição e a diversidade funcional das comunidades (LAMPERT, 2011).

A densidade populacional e a condição fisiológica de *Daphnia magna* são bioindicadores da resiliência ecológica do sistema aquático, contribuindo para a eficiência dos ciclos biogeoquímicos (HAIRSTON & KEARNS, 2022). Dessa forma, alterações fisiológicas ou comportamentais em suas populações, quando expostas a poluentes, podem desencadear efeitos tróficos em cascata, o que torna o gênero *Daphnia*, um bioindicador estratégico da integridade ecológica de sistemas aquáticos (OECD, 2004).

Devido à falta de estudos considerando os mesmos agrotóxicos utilizados em nossa pesquisa na fórmula comercial ou, ainda, os agrotóxicos em combinação com metais pesados e, não a termos de comparação metodológica, serão detalhados a seguir, alguns estudos para termos de complementação de nossa pesquisa.

Vinculada há três décadas ao Instituto Butantan, a professora e doutora Mônica Lopes, indicada pelo Ministério da Saúde, no final de 2018, para conduzir ensaios toxicológicos com agrotóxicos utilizando o modelo experimental *Danio rerio* (zebrafish). Os princípios ativos selecionados para os testes (abamectina, acefato, alfacipermetrina, bendiocarb, carbofurano, diazinon, etofenprox, glifosato, malationa e piriproxifem) bem como suas respectivas concentrações, consideradas ideais sob a ótica da segurança à saúde humana, foram definidos e encaminhados pela Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ).

Os resultados experimentais obtidos pela pesquisadora demonstraram que não houve margem de segurança para nenhum dos agrotóxicos testados, evidenciando efeitos letais ou subletais, como mortalidade ou anomalias, como malformações embrionárias, até mesmo em dosagens equivalentes a até um trigésimo do recomendado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). A divulgação desses dados, iniciada por meio de seminários científicos e palestras, gerou represálias institucionais e pessoais, incluindo episódios de

perseguição e danos morais. Até o presente momento, os resultados da pesquisa permanecem sem serem publicados em periódicos, apenas relatados em sites oficiais como Estadão (2019), Repóster Brasil (2019) e NSC Notícias (2022).

Estudos laboratoriais demonstram que o ingrediente ativo cipermetrina possui alta toxicidade para peixes, mesmo em concentrações extremamente baixas. David e colaboradores (2004) observaram que exposições entre 0,4 e 2,2 µg/L durante 96 horas foram suficientes para evidenciando a elevada sensibilidade desses organismos ao pesticida. No caso do bagre-australiano (*Heteropneustes fossilis*), indivíduos coletados em reservatórios e submetidos a diferentes regimes alimentares apresentaram respostas distintas à exposição à cipermetrina. Em peixes que não receberam suplementação com ácido ascórbico, a concentração letal média (CL₅₀) foi de 0,96 µg/L, resultando em mortalidade significativa dentro de 24 horas. No entanto, os indivíduos suplementados com ácido ascórbico demonstraram maior resistência, sendo capazes de reverter ou atenuar os efeitos tóxicos da exposição ao inseticida (SAHA & KAVIRAJ, 2009).

Para adultos de barrigudinho (*Poecilia reticulata*), a toxicidade da cipermetrina também foi evidenciada. Yilmaz *et al.* (2004) identificaram uma concentração subletal de 20 µg/L para 24 horas de exposição, enquanto o valor de CL₅₀ para 96 horas foi estimado em 9,43 µg/L. Resultados similares foram reportados por Polat *et al.* (2002), que determinaram uma concentração subletal de 1,8 µg/L e uma CL₅₀ de 21,4 µg/L em 48 horas para a mesma espécie. Esses dados destacam a variabilidade na toxicidade em função do tempo de exposição e da concentração, além da elevada sensibilidade do *P. reticulata* à cipermetrina, mesmo em níveis muito baixos de contaminação. Em nossos estudos, os valores de CE₅₀ para cipermetrina foram de 8,41 µg/L quando testada na fórmula comercial e 1,02 µg/L na presença dos metais pesados, valores esses aproximados com os estudos citados, apesar de testados em organismos diferentes.

Sancho *et al.* (2016) realizaram ensaios crônicos com *Daphnia magna* para avaliar os efeitos do fungicida tebuconazol sobre parâmetros biológicos como sobrevivência, reprodução e crescimento. Os testes foram conduzidos por períodos de 14 e 21 dias, evidenciando comprometimentos significativos, especialmente na reprodução. Todas as concentrações testadas (0,41; 0,52; 0,71 e 1,14 mg/L) impactaram negativamente o número de ninhadas por fêmea, bem como o tempo até a liberação da primeira ninhada. No ensaio de 14 dias, observou-se redução significativa no número de neonatos por fêmea e no tamanho corporal dos organismos expostos a concentrações superiores a 0,52 mg/L. No teste de 21

dias, esses mesmos parâmetros foram afetados de maneira significativa em todas as concentrações avaliadas, indicando elevada sensibilidade da espécie aos efeitos subletais de tebuconazol mesmo em níveis mais baixos de exposição. O fungicida Bim Max®, também do grupo do tebuconazol, apresentou a menor taxa de letalidade entre os agrotóxicos testados, resultando em 95 a 65% de sobrevivência média entre os organismos expostos por 48h.

Em nossos resultados, o neocotinóide Engeo Pleno® foi o segundo agrotóxico mais tóxico para os organismos, apresentando CE_{50} de 12,55 $\mu\text{g/L}$, sendo sua ocorrência ambiental desse tebuconazol também já registrada em corpos hídricos superficiais. Montuelle *et al.* (2010) relataram concentrações de até 175 e 200 $\mu\text{g/L}$ em águas de córregos, evidenciando a possibilidade de exposição ambiental relevante para organismos aquáticos, muito acima que seria aceitável para os neonatos de *Daphnia* em nossos experimentos.

Embora os neonicotinóides apresentem elevada suscetibilidade à degradação por fotólise em condições ideais (BONMATIN *et al.*, 2014), conforme Morrissey e colaboradores (2015) relataram concentrações médias de neonicotinóides em águas superficiais de aproximadamente 0,13 $\mu\text{g/L}$, com picos médios atingindo até 0,63 $\mu\text{g/L}$. Diversos estudos têm demonstrado taxas reduzidas de degradação em ambientes naturais, possivelmente devido à elevada turbidez dos corpos hídricos, que limita a penetração da radiação solar necessária para os processos fotodegradativos (WOOD; GOULSON, 2017). Nesses contextos, o grupo dos neocotinóides podem apresentar alta persistência no ambiente aquático, além de potencial para bioacumulação ao longo do tempo (MORRISSEY *et al.*, 2015). Em águas subterrâneas localizadas sob áreas de cultivo de milho tratado com neonicotinóides, os níveis de contaminação podem ser ainda mais elevados, chegando a 55,7 $\mu\text{g/L}$ em áreas agrícolas cujas sementes foram tratadas com esse inseticida (SAMSON-ROBERT *et al.*, 2014).

No estudo de Takács *et al.* (2017), a Concentração Efetiva Média (CE_{50}) para *Daphnia magna* foi de 531,4 mg/L para a clotianidina em sua forma pura. Contudo, ao utilizar a formulação comercial (APACHE 50 WG®), os autores identificaram uma CE_{50} de 11,43 mg/L, demonstrando que a formulação foi 46,5 vezes mais tóxica à espécie do que o ingrediente ativo isolado. Resultados semelhantes foram obtidos por Hayasaka *et al.* (2013), que, ao empregar outra formulação comercial (DANTOTSU®), com 50% de clotianidina, observaram uma CE_{50} de 67,6 mg/L, indicando uma considerável variabilidade na toxicidade entre diferentes formulações comerciais contendo o mesmo princípio ativo.

Complementando esses achados, Bandeira em 2024, demonstrou que a exposição de *Daphnia magna* à clotianidina, verificou-se redução expressiva no crescimento das fêmeas,

diminuição no número de neonatos por ninhada e atraso no tempo para a primeira reprodução a partir de 4,97 mg/L. Esses valores são substancialmente superiores aos utilizados nos experimentos conduzidos nesta pesquisa, os quais empregamos neonatos como organismos-teste. Tais discrepâncias reforçam a necessidade de se avançar nas investigações ecotoxicológicas envolvendo diferentes fases de vida e formulações comerciais desses compostos, considerando seus efeitos em múltiplos níveis biológicos.

Nas fórmulas comerciais dos agrotóxicos utilizados em nossos estudos, boa parte a composição principal não pertence ao ingrediente ativo. Por exemplo: cipermetrina corresponde a 25,00% m/v de sua composição, sendo que 69,62% m/v é composto por impurezas e/ou aditivos estabilizantes, e fato peculiar desse agrotóxico é a presença de 5% de um composto classifica como H317 e “segredo industrial” em sua bula, representando uma substância que pode causar reações alérgicas na pele. Para Engeo Pleno®, 14,1% m/v de sua fórmula é um neocotinóide, 10,6% m/v um piretóide, 7,28% m/v nafta de petróleo e 87,2% m/v corresponde a outros ingredientes. No fungicida Bim Max®, 74% m.v são ingredientes não especificados, 20% m.v triciclazol e 16,0% m/v tebucozanol. E por fim, o menos tóxico, o herbicida Loyant®, possui 90% m/v de ingredientes que não constam na bula e 2,50% m/v de florpiauxifen-benzil e 1,99% m/v de florpiauxifeno-benzílico.

Quando comparamos o que está descrito nas bulas para Cipermetrina®, os ensaios agudos e crônicos em ratos determinam DL_{50} de 400 mg/kg p.c., DL_{50} dérmica de 12000 mg/kg p.c e CL_{50} inalatória não especificado. Efeitos de eritema fraco a severo e edema em coelhos reversíveis no 12º dia após a exposição, como também opacidade córnea, irite e inflamação ocular, revertidas no 14º dia, alegando que o produto provoca irritação ocular grave. Para efeitos crônicos, o sistema nervoso é o principal alvo da toxicidade da cipermetrina após exposição aguda e crônica, não especificando mais detalhes. Para animais aquáticos, é considerado muito tóxico, com CL_{50} para *Daphnias magna* após 48h de exposição de 0,001 mg/L, não sendo contempladas dosagens de $\mu\text{g/L}$. Para peixes, com exposição de 96h o CL_{50} é de 17,62 mg/L e para a microalga *Selenastrum capricornutum* de 7,66 mg/L após 96h. Em modelos experimentais com animais, os efeitos neurotóxicos observados incluem tremores, diminuição da atividade locomotora e convulsões. Adicionalmente, as recomendações orientam que a aplicação aérea de agrotóxicos seja realizada apenas em áreas localizadas a uma distância mínima de 500 metros de aglomerados populacionais e de mananciais utilizados para captação de água destinada ao abastecimento público, bem como a, no mínimo, 250 metros de nascentes, moradias isoladas, criações de

animais e vegetação suscetível a danos. Os protocolos utilizados para experimentos não estão descritos e a data de revisão desse documento está prevista para 08/04/2025.

Conforme a bula presente no site oficial do produto, para o produto Bim Max®, nos testes seguindo protocolo OECD 423, com 4h de exposição, a dose letal (DL) toxicidade aguda oral em ratos fêmea é de 1.000 mg/kg, para inalação não possui DL₅₀ disponível, apenas uma estimativa de 8,31 mg/l, com duração da exposição de 4h. Para toxicidade aguda dérmico, seguindo Teste de OECD 402 a substância ou mistura não apresenta toxicidade dérmica aguda. A toxicidade aguda oral é DL₅₀ (Rato, fêmea): 1.700 mg/kg, e a Toxicidade aguda por inalação é CL₅₀ > 5,1 mg/l, descrito que a substância ou mistura não apresenta toxicidade aguda por inalação. O produto é ligeiramente tóxico para peixes no teste agudo aguda, Teste de OECD 203 com truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), apresentando CL₅₀ 13 mg/l durante exposição de 96h, de Ensaio semiestático conforme OECD 203. Conforme a bula, ainda, sendo ligeiramente tóxico para invertebrados aquáticos numa base estática e aguda com CE₅₀ de 18 mg/l, com duração da exposição: 48 para *Daphnia magna*, seguindo ensaio estático número 202 da OECD. Para o ingrediente ativo tebuconazol, a toxicidade para os peixes truta arco-íris é de CL₅₀ 4,4 mg/l, com duração da exposição de 96h, pelo teste OECD 203 ou “equivalente”. Para a Toxicidade em Daphnias e outros invertebrados aquáticos, o CE₅₀ é de 2,8 mg/L, com duração da exposição de 48h, pelo método que utiliza dosagens de cinco concentrações em mg/L onde o máximo utilizado é 100 mg/L, descrito como OECD 202 ou “equivalente”. Ainda, na avaliação consta a seguinte descrição “tóxico reprodutivo humano suspeito”, mas o curioso, é que não possui valor de toxicidade à reprodução. Os testes descritos, consta a data de revisão para 2023/05/26.

Para o agrotóxico Engeo Pleno®, em sua bula, só constam testes toxicológicos com ratos e coelhos, não aparecendo ensaios com animais aquáticos e os protocolos utilizados nos testes realizados. Para o produto, o DL₅₀ teste agudo oral em ratos: 1596 mg/kg p.c./dia, para DL₅₀ cutânea em ratos: > 2000 mg/kg p.c./dia e inalatória em ratos, com 4h de exposição CL₅₀ > 2 mg/L. O IA tiametoxam, em testes crônicos, durante 104 semanas, com concentrações variando de 1,8 mg/kg p.c./dia a 750 mg/kg/p.c./dia foram possíveis observar alguns sintomas, dentre eles: leve redução de peso corpóreo e alterações histológicas hepáticas, nefropatia crônica leve a moderada. Em camundongos tratados por 78 semanas: alterações morfológicas hepáticas, adenomas e adenocarcinomas hepáticos. Em estudos do desenvolvimento em ratos e coelhos, a toxicidade materna se deu por diminuição de peso corpóreo e consumo de alimentos dos filhotes nas doses mais altas (750 mg/kg/p.c./dia;

coelhos: 150 mg/kg/p.c./dia). A dose NOAEL fetal em ratos e coelhos é de 200 e 50 mg/kg/p.c./dia, respectivamente.

O que temos para termos de comparação para o herbicida Loyant® é somente a bula, por falta de estudos relacionados a ele. No documento referente, somente descreve testes com ratos e coelhos, sendo os efeitos agudos: DL₅₀ oral em ratos é > 5000 mg/kg e cutânea > 5000 mg/kg, e para coelhos, 1000 mg/kg/dia (machos) e 800 mg/kg/dia (fêmeas). A empresa descreve que todos os efeitos, como irritação cutânea e ocular, foram reversíveis em 72h. Para a reprodução, em análise de duas gerações sucessivas, está descrito possíveis efeitos teratogênicos para ratos em nível de efeito adverso não observado (NOEL) de 300 mg/kg/dia. Entretanto, não consta o protocolo modelo utilizado e a data de revisão está prevista somente para 2022/07/29.

Todos os agrotóxicos estudados não possuíam limite de exposição ocupacional, bem como, todos descrevem em suas bulas não possuírem efeitos carcinogênicos, mutagênicos, genotóxicos e teratogênicos. Torna-se, portanto, premente não apenas o aprimoramento do rigor científico nos estudos relacionados ao tema, mas também a ampliação da participação social nos processos decisórios, assegurando o pleno acesso às informações contidas nos dossiês que acompanham os pedidos de registro e autorização de agrotóxicos (HESS *et al.*, 2021).

De acordo com dados recentes do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA), divulgados pela ANVISA (2024), os ingredientes ativos mais frequentemente detectados nas amostras analisadas pertencem, em sua maioria, ao grupo dos neonicotinoides e piretroides, com destaque para a cipermetrina. Foram observadas inconformidades nos Limites Máximos de Resíduos (LMR) estabelecidos para o tebuconazol e a lambda-cialotrina, evidenciando potenciais riscos decorrentes da exposição alimentar a esses compostos. No que tange à avaliação do risco crônico, foram adotados os valores de referência para Ingestão Diária Aceitável (IDA), conforme estabelecido pela ANVISA (2024), sendo eles: cipermetrina de 0,005 mg/kg de peso corporal (p.c.); lambda-cialotrina com 0,05 mg/kg p.c.; tiametoxam de 0,02 mg/kg p.c. e tebuconazol com 0,03 mg/kg p.c. Tais valores servem de base para a análise do risco à saúde humana decorrente da exposição prolongada a resíduos de agrotóxicos presentes nos alimentos.

Entre os ingredientes ativos investigados nesta pesquisa, o florpiauxifeno-benzílico, princípio ativo do herbicida Loyant®, foi o único que não apresentou detecção nas amostras

avaliadas. Este composto, inclusive, demonstrou ser o menos tóxico entre os produtos testados com neonatos de *Daphnia magna*, conforme os bioensaios conduzidos neste estudo.

Em relação aos resultados de metais pesados na água obtidos durante as coletas e as concentrações de metais pesados na água estabelecido pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde, sobre os padrões de potabilidade água, que é de 0,3 mg/L para ferro, 0,1 mg/L para manganês e 5 mg/L para zinco. Para ferro e manganês, os valores mínimos e máximos encontrados durante as coletas são maiores do que os valores estabelecidos pela legislação. Somente para zinco, os valores encontrados estão abaixo do previsto, conforme o limite contemplado na Portaria em questão. Todos os resultados de pH presentes na água estão abaixo dos níveis recomendados de 6,0 a 9,0. Já em relação a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que dispõe sobre a classificação e condições e padrões de lançamentos para os padrões de qualidade da água, o valor máximo para manganês é de 0,1 mg/L e para zinco 0,18 mg/L, apresentando característica mais restritiva.

As águas fluviais da região, bem como o sedimento, apresentam características marcadas por baixos valores de pH, alta acidez e concentrações elevadas de metais potencialmente tóxicos, atribuídas, em grande parte, à significativa carga de drenagem ácida oriunda das atividades mineradoras de carvão. Essas drenagens, provenientes de áreas impactadas por passivos ambientais remanescentes da exploração carbonífera no Sul de Santa Catarina, são particularmente ricas em elementos como ferro e manganês, entre outros metais (CASTILHOS *et al.*, 2010).

A associação entre agrotóxicos, bem como entre os agrotóxicos na presença dos metais pesados resultaram em um efeito antagônico, refletindo que as interações de um composto reduzem ou inibem a ação tóxica do outro. Por isso, a avaliação conjunta de contaminantes emergentes é essencial, pois interações sinérgicas e antagônicas podem alterar substancialmente os riscos ecológicos, sobretudo em organismos aquáticos expostos a múltiplas fontes de poluição (CARVALHO *et al.*, 2021). No contexto da ecotoxicologia, interações entre múltiplos estressores químicos podem resultar em efeitos sinérgicos ou antagônicos, dependendo da relação entre o efeito combinado e a soma dos efeitos causados por cada estressor individualmente. O sinergismo ocorre quando o efeito combinado excede a soma dos efeitos individuais, ao passo que o antagonismo se caracteriza por um efeito inferior ao esperado com base na aditividade simples (HAY, 1996).

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam que as toxicidades individuais dos agrotóxicos foram substancialmente superiores às observadas nas exposições combinadas (Tabela 2), indicando interações antagônicas entre os compostos quando presentes simultaneamente (valor de T -3,87), ou seja, sua combinação resultou em uma toxicidade inferior à esperada com base nos efeitos individuais. Este comportamento sugere uma possível interferência mútua nos mecanismos de toxicidade, o que pode atenuar os efeitos esperados de cada substância.

Tais achados contrastam com os relatados por Nørgaard & Cedergreen (2009), que observaram efeitos sinérgicos em *Daphnia magna* exposta à combinação dos compostos procloraz e alfa-cipermetrina, sugerindo que a natureza da interação entre agrotóxicos pode variar substancialmente em função das substâncias envolvidas.

Escobar-Chávez, Alvariño e Iannacone (2019) avaliaram os pesticidas imidacloprido (neonicotinóide) e propinebe (fungicida ditiocarbamato), tanto isoladamente quanto em combinação, por meio de bioensaios com dez neonatos de *Daphnia magna*. No ensaio individual com imidacloprido, os autores obtiveram valores de CL_{50} para mortalidade e imobilização de 641,14 mg/L em 24 horas e de 278,19 mg/L em 48 horas, indicando menor toxicidade relativa. Já para o propinebe, testado isoladamente, os valores de CL_{50} foram menores: 5,6 mg/L após 24 horas de exposição e 2,4 mg/L após 48 horas, evidenciando maior toxicidade aguda. Esses dados demonstram que o imidacloprido, quando avaliado individualmente, apresenta toxicidade inferior à do propinebe. Na avaliação das misturas, os valores de CL_{50} para o imidacloprido foram de 613,13 mg/L em 24 horas e 419,63 mg/L em 48 horas, enquanto para o propinebe em mistura os valores foram de 4,64 mg/L e 3,14 mg/L, respectivamente. Esses resultados indicam que o imidacloprido foi o principal contribuinte para a toxicidade da mistura, embora ambos os compostos tenham interagido de forma antagônica.

De fato, a combinação entre imidacloprido e propinebe resultou em efeito tóxico antagônico para *D. magna*, sugerindo que a presença simultânea dos dois compostos reduziu a toxicidade em comparação aos efeitos observados quando testados isoladamente. Essa interação antagônica é compatível com os resultados obtidos em nossos estudos, nos quais a ação combinada dos agrotóxicos Engeo Pleno® (neonicotinóide), Cipermetrina® (piretróide), Bim Max® (tebuconazol) e Loyant® (arilpicolinato) resultou em toxicidade inferior à observada nas exposições individuais.

Nossos resultados corroboram parcialmente com essas observações, especialmente ao considerar o agrotóxico Engeo Pleno®, também pertencente ao grupo dos neonicotinóides. Este composto apresentou elevada toxicidade sobre *D. magna*, em concentrações inferiores às utilizadas por Escobar-Chávez *et al.* (2019), com CL_{50} de 12,55 $\mu\text{g/L}$, sendo o segundo composto mais tóxico entre os testados, mesmo em baixas concentrações.

Cabe destacar, conforme Escobar-Chávez *et al.* descrevem (2019) que os produtos utilizados eram formulações comerciais, e, portanto, a presença de substâncias inertes ou adjuvantes pode ter influenciado significativamente a toxicidade observada. O teor de imidacloprido presente no produto formulado utilizado era de 70% do total da composição, enquanto a fórmula comercial de Engeo Pleno®, 87,2% m/v corresponde a outros ingredientes, 14,1% m/v é de composto neocotinóide, 10,6% m/v substância piretóide e 7,28% m/v nafta de petróleo. Ou seja, os valores encontrados pelos autores podem ter sido maiores por apresentar maior grau de pureza.

Os resultados antagônicos entre os agrotóxicos quando combinados aos metais pesados, também tornam-se interessantes de se observar (Tabela 1, valor de T -5,99). O fungicida Bim Max®, ocupava a última posição em caráter de toxicidade para as *Daphnias*, mas quando combinado com os metais pesados, subiu para o segundo lugar, apresentando o CE_{50} de 4,26 $\mu\text{g/L}$. Observamos que os valores de CE_{50} de 8,41 $\mu\text{g/L}$ e 12,55 $\mu\text{g/L}$ para Cipermetrina® e o neocotinóide Engeo Pleno®, respectivamente, diminuíram quando testados em sinergia com os metais pesados, resultando em CE_{50} de 1,02 $\mu\text{g/L}$ para Cipermetrina® e 1,52 $\mu\text{g/L}$ para Engeo Pleno®. Isso quer dizer que, na presença dos metais pesados, os valores de toleráveis para a presença desses agrotóxicos para *Daphnia magna* são menores. Esses poluentes em conjunto, causam imobilidade e mortalidade dos organismos em concentrações menores.

Conseguimos observar na Figura 8, na coluna T inferior, por exemplo, que na presença dos metais pesados, todos os agrotóxicos testados diminuíram as taxas de sobrevivência. Quando testados todos os agrotóxicos juntos nas concentrações de 10 $\mu\text{g/L}$ e 20 $\mu\text{g/L}$ somados as concentrações de ferro (0,3 mg/L), manganês (0,1 mg/L) e zinco (5 mg/L), na menor concentração todos os organismos morreram e na maior, apenas 10% sobreviveram. Quando comparamos com a coluna T superior, na concentração menor 20% dos neonatos sobreviveram, enquanto na concentração maior, 15% apresentavam mobilidade.

Essas evidências reforçam a urgência de investigações específicas sobre misturas químicas, uma vez que avaliações baseadas exclusivamente em exposições isoladas podem

subestimar ou superestimar os riscos reais a que os organismos estão expostos em ambientes naturais. A complexidade das interações entre compostos exige abordagens mais integradas, capazes de capturar os efeitos emergentes de misturas múltiplas. Estudos voltados à toxicidade de misturas são, portanto, indispensáveis para a compreensão dos efeitos sob condições ecologicamente realistas. Nesse sentido, os ensaios ecotoxicológicos representam ferramentas fundamentais para a identificação de riscos ecológicos, fornecendo subsídios científicos que orientam tanto a formulação de políticas públicas quanto o estabelecimento de diretrizes regulatórias, como os limites máximos aceitáveis de emissão e concentração de contaminantes em ambientes aquáticos (CHAPMAN *et al.*, 2002).

Daam e Van den Brink (2010) investigaram as diferenças nas respostas ecossistêmicas ao estresse causado por agrotóxicos em ambientes de água doce situados em regiões de clima tropical e temperado, considerando uma variedade de fatores determinantes, como condições climáticas, sensibilidade intrínseca dos ecossistemas aquáticos e práticas agrícolas predominantes. Nesse sentido, recomendamos a realização de estudos de campo contextualizados, com o objetivo de gerar dados empíricos capazes de alimentar e validar modelos preditivos ambientais, aumentando sua precisão e aplicabilidade em diferentes contextos geográficos. Bem como, a necessidade de desenvolver ensaios ecotoxicológicos com espécies nativas de água doce, especialmente camarões e outros macroinvertebrados bentônicos, que desempenham papéis ecológicos fundamentais e apresentam diferentes graus de sensibilidade aos contaminantes. A adoção dessas espécies em protocolos de teste visa garantir maior representatividade ecológica, promovendo uma avaliação de risco ambiental mais robusta e regionalmente relevante.

A exposição humana a agrotóxicos representa um risco significativo à saúde, sendo a intoxicação aguda o efeito mais identificável. No entanto, os impactos mais preocupantes não se restringem aos episódios agudos, mas também aos efeitos crônicos decorrentes da exposição contínua e em baixas doses a essas substâncias (LOPES-FERREIRA *et al.*, 2022; DISNER *et al.*, 2021). A exposição repetida a pesticidas, mesmo em concentrações menores, tem sido associada ao desenvolvimento de doenças crônicas, cujos sintomas podem manifestar-se anos ou até décadas após o contato inicial. A investigação desses efeitos é complexa e se agrava diante do uso crescente e diversificado de agrotóxicos, que frequentemente ocorre de forma combinada, onde os trabalhadores rurais e demais grupos expostos estão sujeitos a misturas de compostos químicos, e não apenas a um único ingrediente ativo, como muitas vezes ocorre em estudos experimentais controlados (LOPES-

FERREIRA *et al.*, 2023). Essa exposição múltipla potencializa os riscos toxicológicos e revela lacunas importantes na avaliação de segurança dos produtos comercializados.

A segurança da água para consumo humano é regulada por diferentes normas em âmbito federal e estadual. No Brasil, além das diretrizes nacionais estabelecidas pelo Ministério da Saúde por meio da Portaria GM/MS nº 888/2021, alguns estados adotam normativas complementares mais restritivas ou específicas. É o caso das legislações estaduais do Rio Grande do Sul (RS) e de Santa Catarina (SC), que editaram portarias próprias para estabelecer limites máximos permitidos de agrotóxicos na água destinada ao abastecimento público.

A Portaria nº 320 de 24 de abril de 2014, da Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul (SES/RS) e a Portaria da Secretaria de Estado da Saúde de Santa Catarina (SES/SC), nº 1.468 e 21 de dezembro de 2022, dispõem sobre os limites máximos permitidos de resíduos de agrotóxicos em água para consumo humano e estabelecem parâmetros adicionais ao padrão de potabilidade para substâncias químicas (Tabela 2).

Tabela 2: comparativo dos limites máximos permitidos para os três agrotóxicos utilizados na presente pesquisa.

Ingrediente ativo	Limite em RS (Portaria 320/2014)	Limite em SC (Portaria 1468/2022)	Considerações
Cipermetrina	300 µg/L	3 µg/L	SC adota um limite 100 vezes mais restritivo que o RS.
Lambda-cialotrina	30 µg/L	30 µg/L	Ambos os estados adotam o mesmo valor-limite .
Tiametoxam	120 µg/L	Não contemplado	Apenas o RS possui limite estabelecido para essa substância.

Fonte: elaborada pela autora.

A comparação evidencia abordagens distintas entre os estados. Enquanto o Rio Grande do Sul apresenta limites mais permissivos para a cipermetrina e contempla o tiametoxam, Santa Catarina adota um limite menor para a cipermetrina, o mesmo limite para lambda-cialotrina, mas não menciona o tiametoxam. Ambas não mencionam florpiauxifeno-benzílico entre as substâncias reguladas. A ausência do tiametoxam na norma catarinense pode indicar uma priorização diferente na seleção de contaminantes com base na realidade agrícola e nas análises de risco regionais.

A diferença evidente no limite para a cipermetrina é especialmente relevante. Esse inseticida, largamente utilizado na agricultura, apresenta toxicidade significativa para organismos aquáticos e possíveis efeitos neurotóxicos em mamíferos, conforme descrito nos testes com ratos na própria bula do produto. O limite de 3 µg/L estabelecido por SC está alinhado com práticas mais protetivas à saúde humana e ambiental, enquanto o limite de 300 µg/L do RS pode ser considerado elevado à luz de evidências toxicológicas recentes. Embora, para esse parâmetro a legislação vigente em SC tenha um padrão limite menor, ainda assim, não considera as possíveis interações com outros poluentes no ambiente aquático, como a presença dos metais pesados oriundos dos rejeitos da mineração de carvão, muito forte na região.

Em nossos estudos, o CE_{50} na presença dos metais pesados (Fe, Mn e Zn) para mortalidade das *Daphnias magna* é de 1,02 µg/L para cipermetrina, 1,52 µg/L para lambda-cialotrina e tiametoxam (Engeo Pleno®). Outro fato para ser observado é que o agrotóxico Engeo Pleno®, possui os ingredientes ativos lambda-cialotrina e tiametoxam na mesma formulação, sendo o tiametoxam não estabelecido na Portaria SES nº 1.468/2022. Ou seja, a legislação vigente deve ser revisada para se adaptar a interação dos poluentes e estabelecer novos limites de toxicidade.

Por fim, essas diferenças reforçam a necessidade de atualização e revisão contínua das normas, considerando o avanço dos estudos toxicológicos, a presença de misturas de contaminantes e a vulnerabilidade de todas as populações expostas, humanas e não-humanas.

6 REVISÃO DAS LEIS VIGENTES

A proposta de aperfeiçoamento da legislação se justifica pela necessidade urgente de atualização normativa diante das transformações ambientais, científicas e sociais dos últimos anos. A legislação vigente, datada e desatualizada, não contempla os avanços no conhecimento sobre os impactos dos metais pesados oriundos da mineração de carvão, cuja toxicidade é amplamente reconhecida pela comunidade científica. Além disso, a toxicidade entre esses contaminantes e os agrotóxicos potencializa seus efeitos nocivos à saúde humana, à biodiversidade e à qualidade da água.

Conforme Dai e colaboradores (2014) a poluição ambiental, especialmente aquela que incide sobre os ecossistemas aquáticos, constitui uma problemática de grande relevância em escala global, uma vez que seus impactos não se restringem apenas aos organismos aquáticos, mas também se estendem à saúde humana. A contaminação desses ambientes compromete a qualidade da água e a integridade das cadeias tróficas, gerando riscos ecotoxicológicos e sanitários significativos. Por isso, compreender e regulamentar essas interações é essencial para garantir a proteção ambiental e o bem-estar das populações que habitam a região. Também é fundamental promover a transição energética e a redução da dependência de combustíveis fósseis, principais causadores das mudanças climáticas. No contexto específico de Criciúma, onde os efeitos da mineração são historicamente relevantes, a revisão da legislação deve considerar o microclima local e os impactos cumulativos dessas atividades. Por fim, atualizar as normativas representa um compromisso com a educação ambiental crítica e a construção de um futuro mais justo e sustentável.

Algumas propostas formuladas neste trabalho, já estão em pauta por participação da autora no Partido Socialista e Liberdade (PSOL/SC) como representante na cidade de Criciúma e, as que ainda não são contempladas, entrarão em debate após a defesa.

6.1 Revogação da Lei do Ensino Obrigatório de Carvão

A Lei Municipal de Criciúma, nº 472, de 23 de setembro de 1964, que dispõe sobre a obrigatoriedade nas Escolas Públicas Municipais, o ensino de matéria sobre o carvão nacional e outros minerais do país, se encontra ultrapassada no contexto da atual crise climática e ambiental. Estudos recentes demonstram que metais pesados oriundos da mineração de carvão causam contaminação da água, solo e alimentos, danos neurológicos, respiratórios e câncer

(MUNIZ & OLIVEIRA-FILHO, 2006; ZHU & COSTA, 2020). O carvão não é mais uma fonte de energia viável frente às metas climáticas e às energias limpas.

A interação entre metais pesados e agrotóxicos potencializa efeitos tóxicos, como apontados nos resultados desta pesquisa. Além disso, a Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, Araranguá e Tubarão, é impactada diariamente pelo despejo de aproximadamente 300 mil metros cúbicos de efluentes ácidos provenientes da atividade mineradora, volume este comparável ao esgoto gerado por uma população estimada em nove milhões de habitantes. Diariamente, são lançados nos corpos hídricos, despejos incluem cerca de 3.370 toneladas de sólidos totais, 127 toneladas de acidez, 320 toneladas de sulfatos e 35,5 toneladas de ferro total, resultando em níveis críticos de qualidade da água, com concentrações de poluentes significativamente superiores aos limites de segurança estabelecidos pela legislação ambiental vigente, comprometendo a integridade ecológica e o uso sustentável dos recursos hídricos (CASSEMIRO, 2004). Por esses motivos, justificamos primeiramente as alterações e posteriormente (Apêndice A) a nova estruturação.

- a) **Art. 1º:** Fica instituído, no âmbito das escolas públicas municipais de Criciúma, o ensino obrigatório sobre os impactos socioambientais da mineração de carvão, suas consequências históricas, ambientais, sociais e alternativas sustentáveis de transição energética. **Justificativa:** Atualiza a proposta original do ensino sobre carvão, inserindo-a no contexto contemporâneo e promovendo uma abordagem crítica e reflexiva;
- b) **Art. 2º:** o conteúdo previsto no Art. 1º será desenvolvido no componente curricular de Geografia e Ciências, podendo ser abordado também de forma interdisciplinar com História, Educação Ambiental e Projeto de Vida. **Justificativa:** atualiza linguagem e reforça a importância da abordagem transversal e interdisciplinar para formar cidadãos conscientes;
- c) **Art. 3º:** Serão abordados obrigatoriamente os seguintes temas: história do carvão em Criciúma e sua importância econômica histórica; impactos ambientais da mineração de carvão, especialmente a contaminação por metais pesados; efeitos tóxicos dos metais pesados e sua ação sinérgica a presença dos agrotóxicos na saúde humana e ambiental; consequências da queima de combustíveis fósseis; estudo do microclima de Criciúma, relacionado a urbanização, às atividades industriais, agrícolas e mineradoras; alternativas

para a transição energética justa e sustentável; reflexão crítica sobre o uso de fontes poluentes de energia no século XXI. **Justificativa:** alinha o conteúdo com as diretrizes atuais de educação ambiental, sustentabilidade, saúde pública e mudanças climáticas;

- d) **Art. 4º:** a Secretaria Municipal de Educação poderá contar com o apoio de instituições de pesquisa, universidades, organizações ambientais e movimentos sociais. **Justificativa:** insere instituições acadêmicas e prioriza fontes científicas;
- e) **Art. 5º:** o conteúdo será trabalhado ao longo do ano letivo, de forma contínua e integrada, respeitando o desenvolvimento cognitivo dos estudantes de cada faixa etária, conforme orientação pedagógica da Secretaria Municipal de Educação. **Justificativa:** evita o modelo rígido e promove a flexibilidade pedagógica moderna;
- f) **Art. 6º:** a Secretaria Municipal de Educação regulamentará esta Lei com ampla consulta pública, incluindo educadores, especialistas e representantes da sociedade civil. **Justificativa:** garante a participação democrática na formulação da regulamentação e amplia o prazo, considerando a complexidade do tema.

6.2 Revogação da Lei de Regulamentação de Venda de Agrotóxicos

A Lei nº 3.904, de 12 de novembro de 1999, do Município de Criciúma, que regulamenta a venda de agrotóxicos, é extremamente simples, desatualizada e insuficiente diante da crise ambiental e sanitária causada pelo uso abusivo desses produtos no Brasil.

A lei em questão não menciona fiscalização sistemática, critérios de avaliação de risco, ignora a toxicidade crônica, os impactos ambientais, não contempla programas educativos, nem proíbe produtos já banidos em outros países. Além de sua criação em 1999, muito antes da escalada atual no consumo e liberação de agrotóxicos. Entre os anos de 2019 a 2025 os governos liberaram cerca de 3.657 novos agrotóxicos (BRASIL, 2025). Somos o maior consumidor mundial de agrotóxicos e a legislação brasileira é considerada flexível e permissiva por entidades internacionais. Entretanto, os agrotóxicos possuem isenção fiscal, o que incentiva seu uso indiscriminado e há falta de fiscalização e orientação ao consumidor e ao trabalhador rural.

Embora exista uma ampla base de evidências científicas documentando os efeitos adversos dos agrotóxicos sobre a saúde humana, as empresas fabricantes frequentemente desconsideram tais constatações, buscando deslegitimar as críticas ao alegar que os impactos negativos decorrem do uso inadequado dos produtos e não de sua formulação química. De acordo com esse discurso, os danos ambientais e os casos de contaminação humana seriam consequência do descumprimento das normas técnicas de aplicação, transferindo assim a responsabilidade para os usuários e minimizando os riscos intrínsecos aos princípios ativos utilizados (LOPES-FERREIRA *et al.*, 2023).

Segundo Panis e colaboradores (2022), a carência de assistência técnica especializada e de orientação adequada, sobretudo entre agricultores familiares de baixa renda, somada à fragilidade na fiscalização do cumprimento das normas legais, resulta na transferência da responsabilidade para os próprios trabalhadores rurais. Essa realidade é evidenciada pela recorrente negligência no uso de equipamentos de proteção individual (EPIs), reforçando a necessidade de políticas públicas mais rigorosas e inclusivas na área da saúde ambiental e segurança no trabalho rural.

O cenário se agrava devido à ampla comercialização e uso intensivo de agrotóxicos no Brasil, associados à elevada permissividade nos limites legais de resíduos. Tais condições contribuem significativamente para os casos de contaminação ambiental e intoxicação humana. Portanto, no Apêndice B se encontra o Projeto de Lei referente e, segue abaixo as justificativas e sugestões para a minimização dos problemas citados:

- a) **Art. 1º** – Fica instituída a presente Lei para regulamentar a venda, armazenamento, uso e fiscalização de produtos agrotóxicos no território do Município de Criciúma, com base no princípio da precaução, na proteção da saúde pública e na defesa do meio ambiente. **Justificativa:** a lei anterior era restrita à venda; esta reformulação amplia o escopo para controle completo, incorporando o princípio da precaução, como recomendado em legislações ambientais modernas;
- b) **Art. 2º** - A comercialização de qualquer agrotóxico, afim ou produto fitossanitário com ação tóxica, no território municipal, deverá obedecer cumulativamente aos seguintes critérios: I – Estar devidamente registrado nos órgãos federais e estaduais competentes; II – Possuir autorização municipal específica, renovável anualmente; III – Ser acompanhada de receituário agrônomo individualizado, assinado por profissional habilitado; IV – Conter rótulo com advertência visível sobre os riscos à

- saúde humana e ao meio ambiente. **Justificativa:** amplia a responsabilidade e o controle sobre a comercialização, exigindo licenciamento local e reforçando a obrigatoriedade de informações ao usuário;
- c) **Art. 3º** - Fica proibida a venda de agrotóxicos: I – Já banidos ou suspensos em países da União Europeia; II – Que apresentem classificação toxicológica de alto risco (classes I e II); III – Com comprovado potencial de bioacumulação ou persistência ambiental; IV – Quando destinados a fins não agrícolas. **Justificativa:** evita que produtos perigosos vetados internacionalmente continuem sendo usados localmente; fecha brechas quanto a usos disfarçados como fitossanitários;
- d) **Art. 4º** - É vedada a substituição de produtos banidos como piretroides de alta toxicidade, como cipermetrina, sem avaliação toxicológica e ambiental específica pela autoridade competente. **Justificativa:** trata-se diretamente a substituição indevida de produtos banidos por similares como a cipermetrina, prática comum e perigosa;
- e) **Art. 5º** - Os estabelecimentos comerciais deverão: I – Manter registro de todas as vendas, com CPF/CNPJ do comprador e destino do produto; II – Disponibilizar orientação técnica obrigatória sobre uso seguro, descarte e equipamentos de proteção; III – Fixar material informativo sobre risco de intoxicação, contaminação da água e impactos em organismos aquáticos e polinizadores. **Justificativa:** garante rastreabilidade das vendas, além de obrigar a educação do consumidor no ponto de venda;
- f) **Art. 6º**- Fica instituído o Programa Municipal de Educação sobre Agrotóxicos, com os seguintes objetivos: I – Informar consumidores, agricultores, professores e estudantes sobre os riscos dos agrotóxicos; II – Incentivar práticas de transição agroecológica e controle biológico de pragas; III – Estimular o uso de bioinsumos e tecnologias sustentáveis de produção. **Justificativa:** a educação é essencial para reduzir o uso indiscriminado e fomentar práticas sustentáveis; promove mudança cultural e produtiva;
- g) **Art. 7º**- Compete à Secretaria Municipal de Saúde e Meio Ambiente: I – Fiscalizar a comercialização, estocagem e uso de agrotóxicos; II – Aplicar penalidades em caso de descumprimento desta Lei, incluindo advertência, multa, interdição e cassação de alvará; III – Criar e manter um banco de dados de intoxicações por agrotóxicos no município. **Justificativa:** define autoridade competente e reforça a necessidade de fiscalização ativa e registro de casos de intoxicação;

- h) **Art. 8º-** Fica o Município autorizado a instituir taxas ambientais sobre a comercialização de agrotóxicos e a criar incentivos fiscais para produtores que adotem práticas agroecológicas. **Justificativa:** corrige a distorção atual de isenções fiscais para agrotóxicos e cria incentivos positivos à transição;
- i) **Art. 9º-** Revoga-se integralmente a Lei nº 3904, de 12 de novembro de 1999, e demais disposições em contrário. **Justificativa:** a revogação da lei anterior é necessária para evitar conflitos normativos e atualizar a legislação municipal.

5.3 Alteração na Lei da Zona Livre de Agrotóxicos

A Lei nº 10.628 de 8 de outubro de 2019, de autoria do atual Deputado Estadual Marcos José de Abreu, do Partido Socialista e Libertade (PSOL), institui e define como Zona Livre de Agrotóxicos a produção agrícola, pecuária, extrativista e as práticas de manejo dos recursos naturais no município de Florianópolis. Sendo uma iniciativa muito positiva ao instituir a cidade como Zona Livre de Agrotóxicos, promovendo práticas agroecológicas e proteção ambiental. No entanto, ocorre a substituição dos agrotóxicos banidos por produtos como a cipermetrina, um piretróide de uso legal, vendido em floriculturas, mas com alto potencial tóxico, especialmente para organismos aquáticos, dentre eles a *Daphnia magna*, como apontados nessa pesquisa.

A seguir, sugestões de alterações no texto e justificativas para banir o uso de cipermetrina na Ilha de Florianópolis. No Apêndice C, uma versão reformulada de alguns itens da lei.

- a) **Inserção no Art. 2º** – Proibição explícita de produtos que contornam a lei.
§3º Fica igualmente proibido o uso de produtos fitossanitários de uso doméstico, como a cipermetrina, quando utilizados de forma indevida para fins agrícolas, como substitutos indiretos de agrotóxicos proibidos. **Justificativa:** evita o uso de produtos legalizados para finalidades não permitidas, prática comum com Cipermetrina, que é vendida livremente e empregada como agrotóxico por seu baixo custo;
- b) **Art. 3º:** Ficam proibidos, no território do município, os produtos fitossanitários que contenham cipermetrina, lambda-cialotrina, permethrin, deltametrina ou outros piretroides de alta toxicidade, tendo em vista:

I – a comprovada toxicidade aguda e crônica sobre organismos aquáticos e a biodiversidade; II – os impactos documentados em testes ecotoxicológicos com *Daphnia magna*, com taxas elevadas de mortalidade; III – o uso indevido como substituto de agrotóxicos banidos, mesmo sendo regulamentado como produto de uso doméstico ou ornamental. **Justificativa:** Impede flexibilidade e traz base científica. Usa *Daphnia Magna* como referência ecotoxicológica reconhecida internacionalmente;

- c) **Art. 4º, §1:** fomentar o desenvolvimento dos setores econômicos voltados para a produção, a comercialização e o uso de produtos fitossanitários naturais e permitidos em sistemas orgânicos, evitando o uso indireto de substâncias de alta toxicidade sob outras classificações legais.

6.4 Atualização da Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde

A Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde, de dezembro de 2011 que trata dos procedimentos de controle e vigilância do padrão de potabilidade da água para o consumo humano, não contempla, em seu Anexo VII, os valores máximos permitidos (VMP) para os ingredientes ativos cipermetrina, flupiraxifeno-benzílico (Loyant®), tiametoxam e lambda-cialoprina (Engeo Pleno®). Em seu documento, consta o VMP para o ingrediente tebuconazol, princípio ativo do agrotóxico Bim Max®, no valor de 180 µg/L para o consumo humano.

Esse ingrediente ativo, é classificado como potencial carcinógeno humano (CUI *et al.*, 2018). Estudos com mamíferos demonstraram que sua exposição pode ocasionar prejuízos ao desenvolvimento neurológico e alterações imunológicas em ratos (MOSER *et al.*, 2001). Em seres humanos, Fustinoni *et al.* (2012) identificaram concentrações máximas de 19,2 µg/L em urina e 2,22 µg/kg em amostras de cabelo de trabalhadores rurais, evidenciando a exposição ocupacional ao composto. Em organismos aquáticos, especialmente em peixes-zebra, causou alterações comportamentais compatíveis com quadros de ansiedade, além de danos cromossômicos e fragmentação do DNA (CASTRO *et al.*, 2018). Em nossos resultados, o tebuconazol, princípio ativo do agrotóxico Bim Max®, apresentou CE₅₀ de 4,26 µg/L para a exposição de *Daphnia magna* quando na presença dos metais pesados, significativamente potencializado pela interação com os metais, sugerindo que, em ambientes onde há ocorrência

desses contaminantes, os riscos ecotoxicológicos podem ser subestimados quando avaliados isoladamente.

Para os parâmetros de metais pesados, ocorrem divergências entre as legislações vigentes. Na Resolução nº 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, os fatores especificados para metais pesados em rios de Classe II, para ferro estipula-se 0,3 mg/L, manganês 0,1 mg/L e zinco 0,18 mg/L. Enquanto a Portaria do MS nº 2.914/2011 estabelece 5 mg/L para zinco, valor muito acima do regulamentado pelo Conama. Na Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, portanto, os padrões encontrados variam de 0,3 a 5,32 mg/L para ferro; 0,61 a 0,32 mg/L para manganês e 0,06 a 0,1 mg/L para zinco (SCHNACK *et al.*, 2018).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011 o efluente "não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente" (Art. 18). No § 1º do Art. 18 diz-se que, para efluentes lançados em corpos receptores de água doce Classes 1 e 2, águas salinas e salobras de Classe I: "os critérios de ecotoxicidade previstos no caput deste artigo devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos aceitos pelo órgão ambiental, realizados no efluente, utilizando organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes". No caso de ausência de critérios de toxicidade, o § 3º, I, b) determina que a CECR "deve ser menor ou igual ao valor da Concentração Letal Mediana (CL₅₀) dividida por 10; ou menor ou igual a 30 dividido pelo Fator de Toxicidade (FT) quando for realizado teste de ecotoxicidade para medir o efeito tóxico agudo" para certas classes de água (BRASIL, 2011).

De acordo com o mais recente relatório divulgado pelo Ministério da Saúde, por meio do Sistema de Informação para Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISÁGUA, BRASIL, 2022), entre os anos de 2018 e 2021, aproximadamente 13% dos registros analisados indicaram a presença de resíduos de agrotóxicos em amostras de água. Dentre esses registros, cerca de 25% correspondem a amostras coletadas diretamente em pontos de consumo, como torneiras de domicílios e estabelecimentos, evidenciando a exposição direta da população a substâncias potencialmente tóxicas por meio da água potável.

Além disso, o relatório aponta mais de 500 notificações relativas à detecção de agrotóxicos em reservatórios responsáveis pela distribuição de água para milhares de pessoas, principalmente em centros urbanos de grande porte. Esses dados são preocupantes à luz da

análise de Dolan *et al.* (2013), que destacam que a água brasileira frequentemente contém misturas de substâncias tóxicas em concentrações superiores aos limites estabelecidos pela legislação nacional, a qual é considerada demasiadamente permissiva. Tomando como referência os padrões de segurança europeus para água potável, observa-se uma discrepância significativa: enquanto a União Europeia estabelece o limite máximo de 0,1 ppb para cada agrotóxico individual e 0,5 ppb para a soma total dessas substâncias na água destinada ao consumo humano, a legislação brasileira permite níveis substancialmente mais elevados. Sob essa ótica, grande parte da água atualmente consumida pela população brasileira seria classificada como imprópria para o consumo humano.

Dentre as diversas vias potenciais de contaminação por agrotóxicos, a detecção de toxicidade em recursos hídricos, especialmente naqueles destinados ao consumo humano, assume caráter prioritário. Isso se deve ao fato de que, ao contrário da exposição por contato com solo ou alimentos contaminados, que pode ser controlada por meio de boas práticas, a ingestão de água contaminada ocorre de maneira contínua e muitas vezes inevitável (ALVES, 2017). As práticas agrícolas intensivas, aliadas à vulnerabilidade intrínseca de determinados aquíferos, podem acarretar elevados impactos ambientais negativos, comprometendo, inclusive, a potabilidade da água. A contaminação de um sistema hídrico não se limita ao comprometimento da qualidade da água consumida pela população residente na área afetada, mas pode estender-se a todas as comunidades abastecidas por essa mesma fonte hídrica (VEIGA *et al.*, 2006).

Sendo assim, conforme as informações descritas, sugerimos novos estudos ecotoxicológicos, considerando, pelo menos, dois organismos aquáticos de níveis tróficos diferentes ou, preferencialmente, a utilização de bases de dados de inteligência artificial, a fim de estabelecer limites mais seguros para todo o ecossistema e revisar a Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde e a Portaria da Secretaria de Estado da Saúde de Santa Catarina nº 1.468/2022.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos ao longo desta pesquisa confirmam que todas as concentrações de agrotóxicos testadas impactaram negativamente a sobrevivência e a imobilidade de neonatos de *Daphnia magna*. Observou-se que mesmo em concentrações baixas, os compostos foram capazes de induzir mortalidade significativa entre os organismos expostos. Fato este, coloca em evidência a inexistência de um valor de concentração seguro para as substâncias testadas, por ser um valor muito baixo e de difícil aplicação. O comprometimento dessa espécie de microcústáceo, base da cadeia trófica aquática, pode desencadear desequilíbrios ecológicos em cascata em todo o ecossistema.

Entre os agrotóxicos avaliados, os que apresentaram maior toxicidade foram, em ordem decrescente: o inseticida piretroide Cipermetrina®, seguido pelo neonicotinoide Engeo Pleno®, pelo herbicida arilpicolinato Loyant® e, por fim, pelo fungicida tebuconazol, Bim Max®. Quando avaliados em associação com metais pesados (ferro, manganês e zinco), o Cipermetrina® manteve-se como o composto mais tóxico, seguido por Bim Max®, Engeo Pleno® e Loyant®.

Contrariando a hipótese (1), de que a presença simultânea de ingredientes ativos oriundos de agrotóxicos e dos metais pesados derivados da atividade mineradora potencializaria os efeitos sinérgicos, os efeitos encontrados se apresentaram em caráter antagônico. De forma semelhante, contrapondo a hipótese (2), onde previa-se a possibilidade de se estabelecer uma dose segura dos agrotóxicos testados para microcústáceos passível de aplicação normativa, tal suposição revelou-se insustentável diante dos elevados índices de toxicidade observados, mesmo em concentrações extremamente baixas.

Fica evidente que exista um padrão de efeito tóxico mesmo em níveis menores do que os considerados aceitáveis pela legislação brasileira. Além disso, verificou-se que os agrotóxicos apresentaram efeitos antagônicos quando avaliados isoladamente, bem como, na presença de metais pesados, com taxas de mortalidade que, em algumas combinações, causaram a mortalidade de todos os organismos expostos.

Os dados obtidos revelam que, para todas as substâncias analisadas, os valores de CE₅₀ obtidos nos ensaios foram superiores aos limites estabelecidos na legislação brasileira para os ingredientes ativos, demonstrando sua ineficácia na preservação da biodiversidade aquática. A presente investigação reforça a necessidade da inclusão de organismos pertencentes a

diferentes níveis tróficos em estudos ecotoxicológicos, além da adaptação de tais metodologias ao uso de modelos baseados em inteligência artificial, visando maior abrangência e precisão na avaliação de riscos ambientais, sem causar danos adicionais aos organismos vivos. A aplicação de inteligência artificial se apresenta como estratégia promissora para reduzir a necessidade de ensaios biológicos contínuos e mitigar impactos aos bioindicadores. Adicionalmente, ressalta-se que os limites estabelecidos pela legislação vigente não contemplam adequadamente os efeitos de interações químicas entre substâncias que, quando presentes em mistura, podem potencializar consideravelmente sua toxicidade. Tampouco se considera a ocorrência comum de múltiplas fontes de lançamento de efluentes contendo os mesmos poluentes.

Diante desse cenário, destaca-se a necessidade de revisão das normas legais brasileiras, com atenção especial à necessidade de considerar os efeitos antagônicos e sinérgicos entre múltiplos poluentes oriundos de diferentes atividades econômicas. A avaliação isolada de substâncias, como ainda é feito nos padrões de qualidade e potabilidade da água, é insuficiente para garantir a proteção dos ecossistemas aquáticos e da saúde humana. Nesses casos, ainda que cada fonte individual esteja em conformidade com os padrões legais, o somatório das cargas contaminantes representa um risco ambiental significativo.

Recomenda-se também, o direcionamento das propostas de revogação e alteração propostos e descritos nesse trabalho sob a legislação vigente do Município de Criciúma, pertencente a Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga. Ressalta-se a urgência de políticas que permitam a abordagem integrada dos impactos ambientais, incluindo o fortalecimento da educação ambiental voltada à realidade regional, capacitando as futuras gerações a reconhecer os riscos aos quais estão expostos para enfrentar efetivamente os desafios da atualidade.

Muitos estudos recentes, assim como nossos resultados, configuram um alerta à sociedade e aos órgãos responsáveis pela vigilância ambiental e sanitária, especialmente diante da exposição crônica da população ao consumo de multirresíduos de agrotóxicos presentes na água potável, com potenciais repercussões na saúde pública. O uso intensivo e inadequado de agrotóxicos, em vez de promover o controle efetivo de pragas, intensifica os problemas fitossanitários, favorece a contaminação ambiental, o acúmulo de resíduos nos alimentos e a eliminação de organismos benéficos ao controle biológico.

Diante destas informações, é fundamental estimular a adoção de práticas agrícolas sustentáveis, com ênfase em métodos alternativos de controle de pragas, como o controle

biológico com o uso de parasitoides e predadores, representando uma alternativa eficaz e ambientalmente equilibrada frente ao modelo químico convencional.

Apesar de avanços na promoção da agricultura orgânica e no desenvolvimento de bioinsumos, ainda persiste uma forte influência política, principalmente da bancada ruralista, que promove o uso intensivo de recursos naturais visando à maximização dos lucros por meio da monocultura e do uso de combustíveis fósseis. A transição ecológica torna-se, portanto, uma urgência inadiável. Acidentes recorrentes nas minas de carvão da região e estudos ambientais sobre a contaminação por metais pesados evidenciam a gravidade da situação. A ausência de controle eficaz dessas práticas reforça a necessidade de legislação mais restritiva, fiscalização rigorosa e apoio técnico aos agricultores para promover o uso seguro e racional de agrotóxicos.

As alterações legislativas devem contemplar os impactos ambientais da região de forma integrada e não fragmentada, promovendo uma conscientização socioambiental efetiva e assegurando a preservação dos bens comuns para todos os organismos, humanos e não humanos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRASCO – Associação Brasileira de Saúde Coletiva. **Nota contra pulverização aérea de inseticidas para controle de vetores.** 2016; 29 abr. Disponível em: <http://bit.ly/3ip6b2o>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.

ABNT - Associação Brasileira De Normas Técnicas. NBR 12713 **Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com Daphnia spp (Cladocera, Crustacea).** Rio de Janeiro, RJ. 23p. 2016.

ABNT - Associação Brasileira De Normas Técnicas. NBR 9898:1987 – **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.** Rio de Janeiro, 1987. 22 p.

ABUBAKAR, Y., TIJANI, H., EGBUNA, C., ADETUNJI, C.O., KALA, S., KRYEZIU, T.L., IFEMEJE, J.C., PATRICK-IWUANYANWU, K.C., 2020. **Pesticides, History, and Classification.** Natural Remedies for Pest, Disease and Weed Control, pp. 29–42. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819304-4.00003-8>.

ADAMI, R. M.; CUNHA, Y. M.; FRANK, B. **Caderno do educador ambiental das bacias dos rios Araranguá e Urussanga.** Blumenau. Fundação Agencia de Água do Vale do Itajaí, 2010.

AGOSTINI L.P., DETTOGNI R.S., DOS REIS R.S., STUR E., DOS SANTOS E.V.W., VENTORIM D.P., *et al.* **Effects of glyphosate exposure on human health: Insights from epidemiological and in vitro studies.** Sci Total Environment. 2020 Feb 25;705:135808. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135808. Epub 2019 Nov 28. PMID: 31972943.

ALFORD, A.; KRUPKE, C.H. **Translocation of the neonicotinoid seed treatment clothianidin in maize.** Plos One, v. 12 (3), p. 0173836, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173836>>.

ALTENBURGER R, WALTER H, GROTE M. 2004. **What contributes to the combined effect of a complex mixture?** Environmental Science & Technology. 38: 6353-6362.

ANDERSON TD, LYDY MJ. 2002. **Increased toxicity to invertebrates associated with a mixture of atrazine and organophosphate insecticides.** Environmental Toxicology and Chemistry 21: 1507-1514.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos. Relatório das amostras analisadas no período de 2017-2018.** Disponível em: <https://bit.ly/3UJR3uj>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.

ANVISA- Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Parecer Técnico de Reavaliação n o 05, de 2015/GGTOX/ANVISA. Parecer Técnico de Reavaliação n° 06, de 2015/GGTOX/ Anvisa.** Reavalía o ingrediente ativo tiram em relação à mutagenicidade, toxicidade reprodutiva, desregulação endócrina e neurotoxicidade. Disponível em: <https://bit.ly/3hpPXpm>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Reavalía o ingrediente ativo Lactofem com relação aos aspectos de mutagenicidade, carcinogenicidade e efeitos reprodutivos.** Disponível em: <https://bit.ly/3FVZUFk>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.

ANVISA. Agência Nacional De Vigilância Sanitária (Anvisa). Programa De Análise De Resíduos De Agrotóxicos Em Alimentos – PARA: **Relatório dos Resultados das Análises de Amostras Monitoradas no Ciclo 2023**. Plano Plurianual 2023-2025. Brasília, DF: Anvisa, 2024.

ANDERSEN, M. L.; WINTER, L. M. F. **Animal models in biological and biomedical research – experimental and ethical concerns**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 91 (supl. 1), 2019. doi: 10.1590/0001-3765201720170238

ARAUJO, J. A.; LIMA, J. S.; MOREIRA, J. C.; JACOB, S. C.; SOARES, M. O.; MONTEIRO, M. C., *et al.* **Exposição múltipla a agrotóxicos e efeitos à saúde: estudo transversal em amostra de 102 trabalhadores rurais, Nova Friburgo, RJ**. Ciência & Saúde Coletiva, v. 12, n. 1, p. 115-128, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SAÚDE COLETIVA. **Dossiê Agrotóxicos**. Disponível online: <https://abrasco.org.br/dossieagrototoxicos/> Acesso em: 06 de março de 2025.

AKASHE, M.M., PAWADE, U.V., NIKAM, A.V., 2018. **Classification of pesticides: a review**. Int. J. Res. Ayurveda Pharm. 9, 144–150. <https://doi.org/10.7897/2277-4343.094131>.

ALVES, A. A. A. **Emprego da tecnologia de adsorção em leito fixo de carvão ativado granular para a remoção de agrotóxicos carbamatos da água de abastecimento público**. 2017. 190 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, SC, 2017.

BACK, A.J. (1999). **Análise dos dados de vento**. Revista de Tecnologia e Ambiente, Criciúma, UNESC, v. 5, n. 2, p. 7-17.

BACK, A. J.; DESCHAMPS, F. C.; SANTOS, M. D. G. D. S. **Ocorrência de agrotóxicos em águas usadas com irrigação de arroz no sul de Santa Catarina**. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, n. 39, p. 47-58, 2016.

BANDEIRA, F. O. et al. **Toxicity of imidacloprid to the earthworm *Eisenia andrei* and collembolan *Folsomia candida* in three contrasting tropical soils**. Journal of Soils and Sediments, v. 20, p. 1997-2007, 2020a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11368-019-02538-6>>.

BANDEIRA, F. O.; ALVES, P. R. L.; HENNIG, T. B.; BRANCALIONE, J.; NOGUEIRA, D. J.; MATIAS, W.G. **Chronic effects of clothianidin to non-target soil invertebrates: Ecological risk assessment using the species sensitivity distribution (SSD) approach**. Journal of Hazardous Materials, v. 419, p. 126491, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126491>.

BANDEIRA, FELIPE OGLIARI. **Avaliação da toxicidade individual e em mistura de clotianidina e nanoplásticos de poliestireno sobre organismos aquáticos e terrestres**. 2024. 141 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2024.

BARRIONUEVO R.W. & LANÇAS F.M. 2001. **Extração em fase sólida (SPE) e micro extração em fase sólida (SPME) de piretróides em água**. Química Nova. 24:172-175.

BERTOLETTI, E.; NIPPER, M. G.; MAGALHÃES, N. P. **A precisão de testes de toxicidade com *Daphnia***. Ambiente, 6(1): 55-59. 1992.

BIANCHI, M.O.; CORREIA, M.E.F.; RESENDE, A.S.; CAMPELLO, E.F.C. **Importância de estudos ecotoxicológicos com invertebrados do solo**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2010.

BOMBARDI, Larissa Mies. **Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia**. São Paulo: Fflich - Usp, 2017, 296 p. ISBN:978-85-7506-310-1.

BONMATIN, J.-M. **Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil**. Environmental Science and Pollution Research, v. 22, p. 35-67, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-014-3332-7>>.

BORGES, A. 2005. **Valores hematológicos e bioquímicos séricos, efeitos de doses sub-letais da cipermetrina e características físico-químicas do sêmem do Jundiá Rhamdia quelen**. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 175p.

BRASIL. **Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/17802.htm>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União: seção 1*, Brasília, DF, n. 239, p. 39–46, 14 dez. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. *Diário Oficial da União: seção 1*, Brasília, DF, n. 92, p. 89–91, 16 maio 2011.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Governo Federal lança Plano Safra 2025/2026 com R\$ 516,2 bilhões para impulsionar o agro brasileiro**. Brasília: MAPA, 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/governo-federal-lanca-plano-safra-2025-2026-com-r-516-2-bilhoes-para-impulsionar-o-agro-brasileiro>. Acesso em: 15 julho de 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União: seção 1*, Brasília, DF, n. 92, p. 89-96, 16 maio 2011. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-430-de-13-de-maio-de-2011-14587613>. Acesso em: 15 jul. 2025

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Informações técnicas sobre agrotóxicos**. Governo do Brasil. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/informacoes-tecnicas>. Acesso em: 13 jul. 2025.

BRASÍLIA, DF, 2020. **Revisão da Norma de Potabilidade**. 26 p. Disponível em: <https://www.saude.gov.br/aceso-a-informacao/participacao-social/revisao-da-norma-de-potabilidade>. Acesso em: 20 de março de 2025.

BROMILOW, R.H.; EVANS, A.A.; NICHOLLS, P. H. **Factors affecting degradation rates of five triazole fungicides in two soil types: 1. laboratory incubations**. Pesticide Science, London, v.55, p .1129-1 134, 1999.

BRUSCA, RICHARD, C.; BRUSCA, GARY, J. **Invertebrados**. 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2007. XXII, [96], 968 p. ISBN 9788527712583.

CAO Y, IBÁÑEZ NAVARRO A, PERRELLA L, CEDERGREEN N. **Can Organophosphates and Carbamates Cause Synergisms by Inhibiting Esterases Responsible for Biotransformation of**

Pyrethroids? Environ Sci Technol. 2021 Feb 2;55(3):1585-1593. doi: 10.1021/acs.est.0c04493. Epub 2021 Jan 20. PMID: 33470798.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. **Projeto de Lei n o 6.299/2002**. Disponível em: <https://bit.ly/3A1wJgi>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.

CALDAS, S. S.; GONÇALVES F. F.; PRIMEL E. G.; PRESTES O. D.; MARTINS M. L.; ZANELLA, R. **Principais técnicas de preparo de amostra para a determinação de resíduos de agrotóxicos em água por cromatografia líquida com detecção por arranjo de diodos e por espectrometria de massas**. Química Nova. v. 34, n. 9, p. 1604-1617.2011.

CABALLERO-GALLARDO, K., WIRBISKY-HERSHBERGER, S. .E, OLIVERO-VERBEL, J., DE LA ROSA, J., FREEMAN, J.L. **Embryonic exposure to an aqueous coal dust extract results in gene expression alterations associated with the development and function of connective tissue and the hematological system, immunological and inflammatory disease, and cancer in zebrafish**. Metallomics. 2018 Mar 1;10(3):463-473. doi: 10.1039/c7mt00300e. Epub 2018 Feb 27. PMID: 29485154.

CARNEIRO, Fernando Ferreira et al. (org.) **Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015.

CASSEMIRO, E; ROSA, L; CASTRO NETO, L. J. **O Passivo Ambiental da Região Carbonífera do Sul de Santa Catarina. In: encontro nac. de eng. de produção**, 24, 2004, Florianópolis. Anais do XXIV Encontro Nacional de Engenharia de Produção Florianópolis: Núcleo Editorial da Associação Brasileira de Engenharia de Produção - ABEPRO (NEA), 2004. 7p.

CASTILHOS, Z. C., BIDONE, E. D., CESAR, R. G., EGLER, S. G., ALEXANDRE, N. Z., BIANCHINI, M. & NASCIMENTO, T. 2010. **Metodologia para o monitoramento da qualidade das águas da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: ferramenta para gestão em poluição ambiental**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT. 105 p.

CASTRO, T. F. D. *et al.* **Anxiety-associated behavior and genotoxicity found in adult *Danio rerio* exposed to tebuconazole-based commercial product**. Environmental Toxicology and Pharmacology, v. 62, p. 140-146, 2018.

CASTRO, T.F.D.; SOUZA, J.G.S.; DE CARVALHO, A.F.S.; ASSIS, I.L.; PALMIERI, M.J.; VIEIRA, L.F.A., *et al.* **Anxiety associated behavior and genotoxicity found in adult *Danio rerio* exposed to te buconazole – based comercial product**. Environmental Toxicology and Pharmacology. 62: 140-146. 2018.

CBHRU - Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga. **Impactos ambientais são discutidos pelo “Movimento Içarense pela Vida” com diretoria do Comitê do Rio Urussanga**. Blog de Notícias, CBHRU, Urussanga, 15 set. 2014. Acesso em: 08 nov. 2020.

CETEM - Centro De Tecnologia Mineral. **Projeto conceitual para recuperação ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense**. Relatório Técnico elaborado para o SIECESC, 2001. 2v.

CENTANNI, M., RICCI, G.F., GIROLAMO, A.M., ROMANO, G., GENTILE, F., 2023. **A review of modeling pesticides in freshwaters: current status, progress achieved and desirable improvements**. Environ Sci Pollut. 316, 120553 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120553>.

CERNY, MARIA EDUARDA VIEIRA. **Análise de parâmetros bioquímicos e de dano de DNA em uma população de agricultores do estado de Santa Catarina exposta a pesticidas**. 2021. 64 f.

Dissertação (Mestrado em Farmácia) – Programa de Pós-Graduação em Farmácia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

CHAPMAN, P. M.; WANG, F.; GERMANO, J. D.; BATLEY, G. **Pore water testing and analysis: the good, the bad, and the ugly.** Marine Pollution Bulletin, v. 44, n. 5, p. 359- 366, 2002.

CLAIR, E.; MESNAGE, R.; TRAVERT, C.; SERALINI, G. E. **A glyphosate-based herbicide induces necrosis and apoptosis in mature rat testicular cells in vitro, and testosterone decrease at lower levels.** Toxicology in Vitro, v. 26, p. 269–279, 2012.

CONTE, F. M., CESTONARO, V. L., PITON, V. Y., GUIMARÃES, N., GARCIA, C.S., SILVA, D.D., ARBO, D.M. **Toxicity of pesticides widely applied on soybean cultivation: Synergistic effects of fipronil, glyphosate and imidacloprid in HepG2 cells.** Toxicology in Vitro. Volume 84, 2022, 105446. ISSN 0887-2333, <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2022.105446>.

CONAMA. 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.** Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18/03/2005

COSTA, C. R. *et al.*, **A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação.** Química Nova, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

COSTA, L. G. **Efeitos tóxicos dos praguicidas.** In: KLAASSEN, C. D.; WATKINS III, J. B. Fundamentos em toxicologia de Casarett e Doull. Porto Alegre: AMGH, 2012, cap. 22, p. 311-323.

CRICIÚMA (Santa Catarina). Lei nº 3.904, de 12 de novembro de 1999. **Regulamenta a venda de produtos agrotóxicos no Município de Criciúma, e dá outras providências.** Criciúma: Câmara Municipal, 1999. Disponível em: <arquivo pessoal>. Acesso em: 15 março de 2025.

CUI, N. *et al.* **Chiral triazole fungicide tebuconazole: enantioselective bioaccumulation, bioactivity, acute toxicity, and dissipation in soils.** Environ Sci Pollut Res, v. 25, p. 25468-25475, 2018.

CUNHA, L. N. DA, & SOARES, W. L. (2020). **Os incentivos fiscais aos agrotóxicos como política contrária à saúde e ao meio ambiente.** Cadernos de Saúde Pública, 36(10). <https://doi.org/10.1590/0102-311x00225919>.

CUNHA, E. O. *et al.* **Ototoxicidade da cipermetrina em ratos Wistar.** v. 86, p. 587-592, 2020. DOI: 10.1016/j.bjorl.2019.02.007.

DAAM MA, VAN DEN BRINK PJ. **Implications of differences between temperate and tropical freshwater ecosystems for the ecological risk assessment of pesticides.** Ecotoxicology. 2010 Jan;19(1):24-37. doi: 10.1007/s10646-009-0402-6. Epub 2009 Aug 25. PMID: 19705279.

DAI, Y; JIA, Y; CHEN, N; BIAN, W; LI, Q; MA, Y; CHEN, Y; PEI, D. **Zebrafish as a model system to study toxicology.** Setacpress, 2014. Disponível em: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/etc.2406>. Acesso em: 06 de abril de 2024.

DAVID M., MUSHIGERI S.B., SHIVAKUMAR R. & PHILIP G.H. 2004. **Response of Cyprinus carpio (Linn) to sublethal concentration of cypermethrin: alterations in protein metabolic profiles.** Chemosphere 56:347-352.

DE CASTRO LIMA, J.A.M.; LABANOWSKI, J.; BASTOS, M.C.; ZANELLA, R.; PRESTES, O.D.; DE VARGAS, J.P.R.; MONDAMERT, L.; GRANADO, E.; TIECHER, T.; ZAFAR, M.; *et al.* **Modern agriculture” transfers many pesticides to watercourses: A case study of a represent rural catchment of southern Brazil.** *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2020, 27, 10581–10598.

DECRETO Nº 5.630/053, DE 22 DE DEZEMBRO DE 2005. **Dispõe sobre a redução a zero das alíquotas da Contribuição para o PIS/PASEP e da COFINS incidentes na importação e na comercialização no mercado interno de adubos, fertilizantes, defensivos agropecuários e outros produtos, de que trata o art. 1º da Lei nº 10.925, de 23 de julho de 2004.** Casa Civil, Brasília, D 22 dez. 2005. Disponível em: <https://bit.ly/3A2iW97>. Acesso em: 11 de outubro de 2022.

DECRETO Nº 7.660, DE 23 DE DEZEMBRO DE 2011 - **Aprova a Tabela de Incidência do Imposto sobre Produtos Industrializados – TIPI**, aprovada pelo Decreto Nº 7.660, de 23 de dezembro de 2011.

DECRETO Nº 7.794, DE 20 DE AGOSTO DE 2012. **Institui a Política Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica.** Diário Oficial, Brasília, p. 4, 21 ago. 2012a

DIAS, A. O.; ADAMI, R. M. **Disponibilidade Hídrica nas Bacias dos rios Araranguá e Urussanga.** Projeto Piava Sul - Relatório Oficina 5, Criciúma, 30 jun. 2009. Acesso em: 09 nov. 2020.

DISNER, GR; FALCAO, MAP; ANDRADE-BARROS; AI; LEITESANTOS, NV; SOARES, ABS; MARCOLINO-SOUZA; M; GOMES, KS; LIMA, C; LOPES-FERREIRA, M; **The toxic effects of glyphosate, chlorpyrifos, abamectin, and 2,4-D on animal models: a systematic review of Brazilian studies.** *Integr Environ Assess Manag* 17(3) (2021):507-520.

DOLAN, T., HOWSAM, P., PARSONS, D. J., AND WHELAN, M. J. (2013). **Is the EU Drinking Water Directive Standard for Pesticides in Drinking Water Consistent with the Precautionary Principle?** *Environ. Sci. Technol.* 47 (10), 4999–5006. doi:10.1021/es304955g.

EATON D.L, KLAASSEN C.D. 2001. **Principles of toxicology. Casarett & Doull’s Toxicology- the basic science of poisons 6 th edition.** The McGraw-Hill companies, p 17.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Aquatic Life Criteria – Aluminum. 2020.** Disponível em: <http://www.epa.gov>. Acesso em: 15 março de 2025.

ELGUETA, S., CORREA, A., VALENZUELA, M., HERNANDEZ, J., LIU, S., SAVEDRA DEL R, G, *et al.* **Pesticide residues in vegetable products and consumer’s risk in the agri-food value chain Studies in systems, decision and control.** New York: Springer, 2021. v. 280. p. 79-92.

ELZWAYIE A, AFAN HA, ALLAWI MF, EL-SHAFIE A. **Heavy metal monitoring, analysis and prediction in lakes and rivers: state of the art.** *Environ Sci Pollut Res Int.* 2017 May;24(13):12104-12117. doi: 10.1007/s11356-017-8715-0. Epub 2017 Mar 29. PMID: 28353110.

EPAGRI/CEPA. **Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina - 2012-2013.** 2013. 177 f. Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola - Epagri/Cepa. Florianópolis, Santa Catarina.

ESCOBAR-CHÁVEZ, CRISTIAM; ALVARIÑO, LORENA; IANNAcone, JOSÉ. **Evaluation of the aquatic environmental risk of the mixture of the pesticides imidacloprid (insecticide) and propineb (fungicide) in Daphnia magna Straus, 1820,** Lima, v. 9, n. 2, p. 301-332, jul.-dez. 2019.

EUROPEAN PARLIAMENT. **Renewing the approval of the active substance glyphosate European.** Disponível em: <http://bit.ly/3VjN7RN>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.

EVERT, S. **Environmental fate of Carbofuran. Environmental Monitoring Branch.** Sacramento: Department of Pesticide Regulation. Disponível em: http://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/pubs/fate_mo/carbofuran.pdf. Acesso em: 08 nov. 2020.

FATIMA, R.A; AHMAD, M. **Allium cepa EROD as a potential biomarker for the presence of certain pesticides in water.** Chemosphere. v. 62, p. 527-537, 2006.

FERREIRA, F. **Em dez anos, sul de SC pode não ter água suficiente para todos os setores.** Comitê Araranguá – Blog. Araranguá, jul. 2017. Acesso em: 08 nov. 2020.

FERREIRA, M. V. A. L. **Mortes e anomalias causadas por agrotóxicos revelam a fragilidade das “doses seguras” nos alimentos e na água.** Apresentação na audiência pública do Fórum Catarinense de Combate aos Impactos dos Agrotóxicos e Transgênicos - FCCIAT, em 23 de outubro de 2019. Disponível em: <<http://bit.ly/3ONf7Lg>>. Acesso em: 31 de outubro de 2022.

FERNANDES, BIANCA H VENTURA; FEITOSA, NATÁLIA MARTINS; BARBOSA, ANA PAULA, *et al.* **Zebrafish studies on the vaccine candidate to COVID-19, the Spike protein: Production of antibody and adverse reaction.** Fiocruz.br, 2020. Disponível em: <<https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/45467>>. Acesso em: 11 de outubro de 2022.

FIANKOR, DELA DEM DOE, DANIELE CURZI, E ALESSANDRO OLPER. 2021. **“Trade, price and quality upgrading effects of agri-food standards”.** European Review of Agricultural Economics 48 (4): 835–77.

FOLT, C. L.; CHEN, C. Y.; MOORE, M. V.; BURNAFORD, J. **Synergism and antagonism among multiple stressors.** Limnology and Oceanography, v. 44, n. 3 (parte 2), p. 864-877, maio 1999. DOI: 10.4319/lo.1999.44.3_part_2.0864. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/233952373>. Acesso em: 10 de abril de 2024.

FILIZOLA, H. F., GOMES, M. A. F., SOUZA, M. D. **Manual de Procedimentos de Coleta de Amostras em Áreas Agrícolas para Análise da Qualidade Ambiental: Solo, Água e Sedimentos.** – Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 170p.

FLORIANÓPOLIS (Município). Lei n. 10.628, de 08 de outubro de 2019. **Institui e define como Zona Livre de Agrotóxicos a produção agrícola, pecuária, extrativista e as práticas de manejo dos recursos naturais no município de Florianópolis.** In: Diário Oficial Eletrônico Do Município De Florianópolis, Florianópolis, SC, Edição Nº 2540, p. 1-2.

FRANCO, C. DA R., & PELAEZ, V. (2016). **A (Des)construção da Agenda Política de Controle dos Agrotóxicos no Brasil.** Ambiente & Sociedade, XIX(3), 215–232.

FRECCIA, BÁRBARA. **Avaliação da toxicidade e fitotoxicidade das águas do rio urussanga antes e após o tratamento com sedimento gerados em estação de tratamento de efluente de mineração de carvão.** Criciúma: TCC (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2011.

FRIEDRICH, K., SILVEIRA, G. R., AMAZONAS, J. C., GURGEL, M.A., ALMEIDA, V. E. S., SARPA, M. **Situação regulatória internacional de agrotóxicos com uso autorizado no Brasil: potencial de danos sobre a saúde e impactos ambientais.** Cad. Saúde Pública. 2021; 37(4)e00061820. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-311X00061820>. Acesso em: 02/11/2022.

FUSTINONI, SILVIA & MERCADANTE, ROSA & POLLEDRI, ELISA & RUBINO, FEDERIC & COLOSIO, CLAUDIO & MORETTO, ANGELO. (2012). **Biomonitoring human exposure to tebuconazole**. *Toxicology Letters*. 211. S51-S51. 10.1016/j.toxlet.2012.03.205.

GABOARDI S. C. **Notas sobre a utilização de agrotóxicos em Santa Catarina e no Brasil**. (2009-2017). Francisco Beltrão - Paraná: Ambientes: Revista de Geografia e Ecologia Política, v. 1, 2019.

GARCIA, M.G., S´ANCHEZ, J.I.L., BRAVO, K.A.S., CABAL, M.D.C.C., 2022. **Review: presence, distribution and current pesticides used in Spanish agricultural practices**. *Sci. Total Environ.* 845, 157291.

GASNIER, C.; DUMONT, C.; BENACHOUR, N.; CLAIR, E.; CHAGNON, M. C.; SÉRALINI, C. **Glyphosate-based herbicides are toxic and endocrine disruptors in human cell lines**. *Toxicol* v. 262, p. 184-191, 2009.

GASPARINI, M. F.; VIEIRA, P. F. A **(in)visibilidade da poluição por agrotóxicos nas práticas de rizicultura irrigada: síntese de um estudo de percepção de risco em comunidades sediadas na zona costeira de Santa Catarina**. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, n.21, p.115-127, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v21i0.15424>.

GBIF. **GBIF Occurrence Download**. [S.l.], 22 fev. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.15468/dl.zfywyj>. Acesso em: 11 junho de 2025.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E. *et al.* **Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB, 1990.

GOLDHABER, SB, 2003. **Avaliação de risco de oligoelementos: essencialidade vs. toxicidade.Regulamenta**. *Toxicologia. Farmacol.* 38 (2), 232–242. [https://doi.org/10.1016/S0273-2300\(02\)00020-X](https://doi.org/10.1016/S0273-2300(02)00020-X).

GRÜTZMACHER, D. D., GRÜTZMACHER A.D.; AGOSTINETTO, D., LOECK, A. E., ROMAN, R., PEIXOTO, S. C., ZANELLA, R. **Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos do sul do Brasil**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.12, n.6, p.632-637, 2008. Disponível em: <<http://www.agriambi.com.br>> Acesso em: 05 nov. 2020.

GUNGORDU, A.; UCKUN, M.; YOLOGLU, E. **Integrated assessment of biochemical markers in premetamorphic tadpoles of three amphibian species exposed to glyphosate- and methidathion-based pesticides in single and combination forms**. *Chemosphere*, v. 144, p. 2024-2035, 2016.

GURGEL AL, GUEDES CA, FRIEDRICH K. **Flexibilização da regulação de agrotóxicos enquanto oportunidade para a (necro)política brasileira: avanços do agronegócio e retrocessos para a saúde e o ambiente**. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. 2021 June 57:106-134.doi:10.5380/dma.v57i0.79158.

HAIRSTON, NELSON & KEARNS, COLLEEN. (2002). **Temporal Dispersal: Ecological and Evolutionary Aspects of Zooplankton Egg Banks and the Role of Sediment Mixing**. *Integrative and comparative biology*. 42. 481-91. 10.1093/icb/42.3.481.

HANDY RD, OWEN R, VALSAMI-JONES E. **The ecotoxicology of nanoparticles and nanomaterials: current status, knowledge gaps, challenges, and future needs**. *Ecotoxicology*. 2008 Jul;17(5):315-25. doi: 10.1007/s10646-008-0206-0. Epub 2008 Apr 12. PMID: 18408994.

- HASSAAN, M.A., NEMR, A.E., 2020. **Pesticides pollution: Classifications, human health impact, extraction and treatment techniques.** *Egypt. J. Aquat. Res.* 46, 207–220.
<https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.08.007>
- HAYASAKA, D. *et al.* **Comparison of acute toxicity of two neonicotinoid insecticides, imidacloprid and clothianidin, to five cladoceran species.** *Journal of Pesticide Science*, v. 38, p. 44–47, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1584/jpestics.D12-061>>.
- HAY, M. E. 1996. **Defensive synergisms? Reply to Pennings.** *Ecology* 77: 1950–1953.
- HERNÁNDEZ, A. F.; GIL, F.; LACASAÑA, M. **Toxicological interactions of pesticide mixtures: an update**, v. 91, p. 3211-3223, 2017.
- HICKS SD, WANG M, FRY K, *et al.* **Neurodevelopmental Delay Diagnosis Rates Are Increased in a Region with Aerial Pesticide Application.** *Front Pediatr* 5 (2017):116.
- HOLT, E.A.; MILLER, S.W. **Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts.** *Nature*, v. 3, n. 10, p. 8-13, 2010.
- HESS, Sonia C.; NODARI, Rubens O. **Parecer técnico 01/2015.** Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC: UFSC. 2015 Disponível em: <https://noticias.paginas.ufsc.br/files/2015/07/parecer-t%C3%A9cnico-N.-01.pdf>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.
- HESS, S.C.; NODARI, R. O. **Parecer técnico sobre o ingrediente ativo Glifosato, nº 1/20** Florianópolis. Disponível em: <http://bit.ly/3EMYVoO.pdf>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.
- HESS, S.C., NODARI, R.O., LOPES-FERREIRA, M. **Agrotóxicos: críticas à regulação que permite o envenenamento do país.** *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. 2021 June; 57:106-134. doi:10.5380/dma.v57i0.76169.
- HU G, WANG H, WAN Y, ZHOU L, WANG Q, WANG M. **Combined toxicities of cadmium and five agrochemicals to the larval zebrafish (*Danio rerio*).** *Sci Rep*. 2022 Sep 26;12(1):16045. doi: 10.1038/s41598-022-20364-8. PMID: 36163367; PMCID: PMC9512934.
- IARC - International Agency For Research On Cancer. **World Health Organization.** Monographs Volume 112: evaluation of five organophosphate insecticides and herbicide. 2015a. Disponível em: <<https://bit.ly/3UCAT6J>>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Boletim Anual de Produção, Importação, Exportação e Vendas de Agrotóxicos no Brasil.** 2020. Disponível em: <http://bit.ly/3FbWmhe>. Acesso em: 02 de novembro de 2022.
- IANNACONE, J.; ALVARIÑO, L.; Riestra, V.; YMAÑA, B.; ARGOTA, G.; FIMIA, R. & CASTAÑEDA, L. 2016. **Toxicidad de agentes antiparasitarios, antimicrobianos e insecticidas sobre larvas del camarón salino *Artemia franciscana* (Crustacea: Artemiidae).** *Revista de toxicología*, 33:31-38
- IANNACONE, J. & ALVARIÑO, L. 2007. **Ecotoxicidad acuática de dos colorantes y de tres antiparasitarios de importancia en acuicultura en *Daphnia magna*.** *Ecología Aplicada*, 6: 101-110.
- IHARA, M.; MATSUDA, K. **Neonicotinoids: molecular mechanisms of action, insights into resistance and impact on pollinators.** *Current Opinion in Insect Science*, v. 30, p. 1-7, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.09.009>>.

Federação Internacional dos Movimentos de Agricultura Orgânica – IFOAM. (2018b). **Annual Reports**. Disponível em: <<https://www.ifoam.bio/en/our-library/annual-reports>>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Agropecuário 2017**. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

JACKSON, M. C.; LOEWEN, C. J.; VINEBROOKE, R. D.; CHIMIMBA, C. T. **Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: a meta-analysis**. *Global Change Biology*, 22, n. 1, p. 180-189, 2016

JESCHKE, P. *et al.* **Overview of the Status and Global Strategy for Neonicotinoids**. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 59, p. 2897-2908, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1021/jf101303g>>.

JOBIM, P. F. C. *et al.* **Existe uma associação entre mortalidade por câncer e uso de agrotóxicos? Uma contribuição ao debate**. *Ciência & Saúde Coletiva*, n. 15, p. 177-288, 2010.

KANEKO, H. **Pyrethroids: Mammalian Metabolism and Toxicity**. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* (2011), 59, 2786–2791.

KHAN, S., REID, B.J., LI, G., ZHU, Y.G., 2014. **Application of biochar to soil reduces cancer 1 via rice consumption: A case study in Miaoqian village, Longyan, China**. *Environ. Int.* 68, 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.03.017>.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA/GTZ, p. 289. 2004.

KONWICK, B. J.; GARRISON, A. W.; AVANTS, J. K.; FISK, A. T. **Bioaccumulation and biotransformation of chiral triazole fungicides in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)**. *Aquatic Toxicology*, v. 80, n. 4, p. 372–381. 2006.

K. HOWE, M. D. CLARK, C. F. TORROJA, J. TORRANCE, C. BERTHELOT, M. MUFFATO, J. E. *et al.* McLaren and L. Matthews, **The zebrafish reference genome sequence and its relationship to the human genome**. *Nature*, 2013, 496, 498–503.

KREBS, A. S. J. **Contribuição ao conhecimento dos recursos hídricos subterrâneos da bacia hidrográfica do rio Araranguá, SC**. Florianópolis, SC. 2004. 375p. Tese (Doutorado) – UFSC.

KRÜGER, ROSANGELA ANGELISE. **Análise da toxicidade e da genotoxicidade de agrotóxicos utilizados na agricultura utilizando bioensaios com *Allium cepa***. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) – Feevale, Novo Hamburgo/RS, 2009. 43p.

LAITANO, K. S.; MATIAS, W. G. **Teste de toxicidade com *Daphnia magna*: uma ferramenta para avaliação de um reator experimental UASB**. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 1, n. 1. 2006. p. 43-47.

LAJMANOVICH R.C., PELTZER P.M., ATTADEMO A.M., MARTINUZZI C.S., SIMONIELLO M.F., COLUSSI C.L., *et al.* **First evaluation of novel potential synergistic effects of glyphosate and arsenic mixture on *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae) tadpoles**. *Heliyon*. 2019 Oct 25;5(10):e02601. doi: 10.1016/j.Heliyon, v.5, n. 10, p.1-11, 2019.

LAMPERT, W. (2011). ***Daphnia*: Development of a Model Organism in Ecology and Evolution**. *Excellence in Ecology*. 21. 1-275.

- LE, Q.A.V.; SEKHON, S.S.; LEE, L.; KO, H.J.; MIN, J. **Daphnia in water quality biomonitoring - “omic” approaches.** Toxicology Environmental Health Science, v. 8, n. 1, p. 1-6, 2016. <https://doi.org/10.1007/s13530-016-0255-3>.
- LEE, B.Y.; CHOI, B.S.; KIM, M.S.; PARK, J.C.; JEONG, C.B.; HAN, J. & LEE, J.S. 2019. **The genome of the freshwater water flea *Daphnia magna*: A potential use for freshwater molecular ecotoxicology.** Aquatic Toxicology, 210: 69-84.
- LEE, Y., YOON, D., LEE., H. Y., KWAK, J. I., AN., J, LEE., J, PARK., J. C. **Combined exposure to microplastics and zinc produces sex-specific responses in the water flea *Daphnia magna*.** Journal of Hazardous Materials, Volume 420, 2021, 126652. ISSN 0304-3894. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126652>.
- LEI MENG, QI-YAN FENG, LAI ZHOU, PING LU, QING-JUN MENG. **Environmental cumulative effects of coal underground mining.** Procedia Earth and Planetary Science, Volume 1, Issue 1, 2009, Pages 1280-1284, ISSN 1878-5220. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2009.09.198>.
- LI, Q., CAI, S., MO, C., CHU, B., PENG, L., YANG, F., 2010. **Toxic effects of heavy metals and their accumulation in vegetables grown in a saline soil.** Ecotoxicol. Environ. Saf. 73 (1), 84–88 <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.09.002>.
- LOPES-FERREIRA, MONICA; DISNER, GEONILDO RODRIGO; HESS, SONIA CORINA; NODARI, RUBENS ONOFRE; LIMA, CARLA. **Critical analysis of the extensive aerial application of pesticides and its implications for human health.** Journal of Environmental Science and Public Health, v. 7, n. 1, p. 31-36, 2023.
- LOPES-FERREIRA, MONICA *et al.* **Impact of Pesticides on Human Health in the Last Six Years in Brazil.** International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 19, art. 3198, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph19063198>. Acesso em: 20 de março de 2025.
- LOPES-FERREIRA M, MALESKI ALA, BALAN-LIMA L, *et al.* **Impact of pesticides on human health in the last six years in Brazil.** International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022 19(6): 3198.
- MARCHESAN, E.; SARTORII G. M. S.; AVILAI L. A. DE; MACHADOII S. L. DE O.; ZANELLA R.; PRIMEL E. G., *et al.* **Resíduos de agrotóxicos na água de rios da Depressão Central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.** Ciência Rural. Santa Maria, RS. v. 40, n. 5, p. 1053-1059. 2010.
- MARCOM, N. N. *et al.* **An outbreak of systemic intoxication with irritant contact dermatitis due cypermethrin in dairy cows – case report,** v.74, n.4, p.707-713, 2022.
- MAMANI VILLALBA, BETHY ANDY; BIAMONT ROJAS, IVAN EDWARD; CALSIN QUINTO, BRÍGIDA. **Evaluación Ecotoxicológica Mediante Bioensayo Con *Daphnia Pulex* en sedimentos del Río Suches,** Cojata frontera Perú - Bolivia, 2019. Fides Et Ratio, La Paz, v. 22, n. 22, p. 191-215, sept. 2021. Disponível em < <http://bit.ly/3EM6VpR> >. Acesso em 15 de outubro de 2022.
- MATIAS, V. A; TAMANAHA, M. S. **Monitoramento dos agrotóxicos Quinclorac e Carbofuran no rio Camboriú, município de Camboriú, Santa Catarina.** REA – Revista de Estudos Ambientais. v.18, n. 1, p. 30 - 45, 2016.
- MATTEI, L. **Economia catarinense: crescimento com desigualdades regionais.** In: V Encontro de Economia Catarinense, 2011, Florianópolis. Anais. Florianópolis, 2011.

MDS - Ministério do Desenvolvimento Social - **Composição das cestas de alimentos (2020)**
Disponível em <<http://bit.ly/3XTrbyO>>. Acessado em: 09 de setembro de 2022.

MONTANHA, F. P.; GALEB, L. A. G.; MIKOS, J. D.; GANECO, L. N.; PEREIRA, T. P.; TANAKA, A.; KIRSCHNIK, P. G.; PIMPÃO, C. T. **Pyrethroid toxicity in silver catfish, *Rhamdia quelen***. Pesquisa Veterinária Brasileira, v. 32, n. 12, p. 1297-1303, dez. 2012.

MONTUELLE B., DORIGO U., BERARD A., VOLAT B., BOUCHEZ A., TLILI A. *et al.* (2010). **The periphyton at the crossroad of multiple pressures: a multimetric bioindicator for land use impact assessment on freshwater hydrosystem**. Hydrobiologia, 657, 123–141.

MORAES, B. S., CLASEN, B., LORO, V. L., PRETTO, A., TONI, C., DE AVILA, L. A., *et al.* **Toxicological responses of *Cyprinus carpio* after exposure to a commercial herbicide containing imazethapyr and imazapic**. Ecotoxicology and Environmental Safety. v. 74, n. 3, p. 328-335, 2011: 10.1016/j.ecoenv.2009.05.013.

Moreira J.C., Jacob S.C., Peres F., Lima J.S., Meyer A., Oliveira-Silva J.J. *et al.* 2002. **Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo/RJ**. *Ciência e Saúde Coletiva* 7(2):299-311.

MORRISSEY, C. A. *et al.* **Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review**. Environment International, v. 74, p. 291–303, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.024>>.

MOSER, V. C. *et al.* **The effects of perinatal tebuconazole exposure on adult neurological, immunological, and reproductive function in rats**. Toxicol Sci, v. 62, p. 339-352, 2001.

MOZETO, A.A.; UMBUZEIRO, G.A.; JARDIM, W.F. **Coleta de Sedimentos de Ambientes Aquáticos Continentais, Extração de Águas Intersticiais e Determinação Granulométrica**. Métodos de Coleta, Análises Físico-Químicas e Ensaio Biológicos e Ecotoxicológicos de Sedimentos de Água Doce. São Carlos: Editora Cubo, 2006. 25-35 p.

MUNIZ, DHF, OLIVEIRA-FILHO, EC. **Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente**. Universitárias: Ciência Saúde 4(1/2): 83-100, 2006.

NABULO, G., BLACK, C.R., YOUNG, S.D., 2011. **Trace metal uptake by tropical vegetables grown on soil amended with urban sewage sludge**. Environ. Pollut. 159 (2), 368–376. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.007>.

NØRGAARD, KB, CEDERGREEN N. 2010. **Pesticide cocktails can interact synergistically on aquatic crustaceans**. Environmental Science and Pollution Research 17: 957-967.

SPAUTZ, Dagmara. **Pesquisadora questiona ‘dose segura’ para agrotóxicos nos alimentos e na água**. NSC Total, 14 abr. 2022. Disponível em: <https://www.nsc total.com.br/colunistas/dagmara-spautz/pesquisadora-questiona-dose-segura-para-agrotoxicos-nos-alimentos-e-na>. Acesso em: 10 jul. 2025.

NM (Norma Mexicana). 2010. **Análisis de aguaevaluación de toxicidad aguda con *Daphnia magna*, Straus (Crustacea - Cladocera) - Método de prueba (Cancela a la NMX-AA087-SCFI - 1995)**. Secretaría de Economía. NMX-AA-087-SCFI2010.

OECD. n° 236. **OECD “Guidelines for the Testing of Chemicals – Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test”**. 2013.

OECD (2004), *Test No. 202: Daphnia sp. Acute Immobilisation Test*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris.

O'NEAL, S.L., ZHENG, W., 2015. **Manganese toxicity upon overexposure: a decade in review.** *Curr. Environ. Heal. reports* 2 (3), 315–328. <https://doi.org/10.1007/s40572-015-0056-x>

PAIVA, A. B. **Avaliação de risco ambiental utilizando parâmetros físico-quânticos e biológicos no rio Canoas/SC.** Universidade Federal de Santa Catarina programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/88039/208102.pdf.txt?sequence=2>. Acesso em: 06 de abril de 2024.

PANIS, CAROLINA; PESSÔA CANDIOTTO, LUCIANO ZANETTI; GABOARDI, SHAIANE CARLA. **Permissiveness of Brazilian legislation, widespread contamination by pesticides in food and water, and risks to the population's health.** *Frontiers in Environmental Science*, [S.l.], v. 10, art. 926434, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.926434>. Acesso em: 20 de março de 2025.

PARMAR, T.K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y.K. **Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution.** *Frontiers in Life Science*, v. 9, n. 2, p. 110-118, 2016. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>.

PAUL, P. A. *et al.* **Effects of Pre- and Postanthesis Applications of Demethylation Inhibitor Fungicides on Fusarium Head Blight and Deoxynivalenol in Spring and Winter Wheat.** *Plan disease*, v. 102, n. 12, p. 2500-2510, 2018.

PETITJEAN Q, JEAN S, GANDAR A, CÔTE J, LAFFAILLE P, JACQUIN L. **Stress responses in fish: From molecular to evolutionary processes.** *Sci Total Environ.* 2019 Sep 20;684:371-380. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.357. Epub 2019 May 24. PMID: 31154210.

PEREIRA, Giovana Girardi. **Pesquisa indica que não há dose segura de agrotóxico.** O Estado de S. Paulo, 25 out. 2019. Disponível em: <https://www.estadao.com.br/sustentabilidade/pesquisa-indica-que-nao-ha-dose-segura-de-agrotoxico/>. Acesso em: 19 jul. 2025.

PHILIPPI JR., A., MARTINS, G. **Águas de abastecimento.** In: PHILIPPI JR., A. (Org). **Saneamento, saúde e ambiente: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável.** Baurer, SP: Manole, 2018, cap. 6, p. 145-207, 2018.

PIGNATI, W. A., LIMA, F. A. N. S., LARA, S. S., CORREA, M. L. M., BARBOSA, J. R., LEÃO, L. H. C., & PIGNATTI, M. G. (2017). **Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde.** *Ciência & Saúde Coletiva*, 22(10), 3281-3293. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320172210.17742017>.

PIGNATI, W. A. *et al.* **Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a vigilância em saúde.** *Ciência & Saúde Coletiva*, v.22, p. 3281-3293, 2017.

PIMENTEL, D. **Environmental and economic costs of the application of pesticides primarily in the United States.** In: Peshin R, Dhawan Ak, editors. *Integrated pest management: innovation-development process.* Dordrecht: Springer; 2009. p. 89-111.

PIOLA, L., FUCHS, J., ONETO, M.L., BASACK, S., KESTEN, E., CASAB, N., 2013. **Comparative toxicity of two glyphosate-based formulations to *Eisenia andrei* under laboratory conditions.** *Chemosphere* 91 (4), 545e551.

POLAT H., ERKOÇ F.U., VIRAN R. & KOÇAK O. 2002. **Investigation of acute toxicity of beta-cypermethrin on guppies *Poecilia reticulata***. Chemosphere 49:39-44.

PROHASKA, JR, 2000. **Consequências funcionais de longo prazo da desnutrição durante o desenvolvimento cerebral**. Nutrition 16 (7-8), 502–504. [https://doi.org/ 10.1016/S08999007\(00\)00308-7](https://doi.org/10.1016/S08999007(00)00308-7).

PORTARIA MS Nº 518, DE 25 DE MARÇO DE 2004. **Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2005a. (Série E, Legislação em Saúde).

PORTO, M.F.S. **O trágico Pacote do Veneno: lições para a sociedade e a saúde Coletiva**. Cad Saúde Pública 2018; 34:e00110118.

QIAO, R., LU, K., DENG, Y., REN, H., ZHANG, Y., 2019. **Combined effects of polystyrenemicroplastics and natural organic matter on the accumulation and toxicity of copper in zebrafish**. Sci. Total Environ. 682, 128–137.

SOUZA FS. **Avaliação do teor de metais em acerolas (*Malpighia emarginata*) cultivadas no entorno de áreas industriais da Vila Maranhão em São Luiz-MA provenientes da poluição atmosférica**. Monografia (Graduação em Química), Universidade Federal do Maranhão, São Luiz 2017, 54f.

SCUSSEL, RAHISA. **Estudo de mecanismos biogeoquímicos em ambientes estuarinos: o uso da cromatografia líquida de alta eficiência (clae) na identificação do herbicida imazetapir em amostras de água e sedimentos aquáticos**. Criciúma: TCC (Graduação de Engenharia Ambiental) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2016.

RABY, M. *et al.* **Relative chronic sensitivity of neonicotinoid insecticides to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna***. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 163, p. 238–244, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.086>>.

ROSA, A.C.S.; GURGEL, A.M.; FRIEDRICH, K. **Presença de agrotóxicos em água potável no Brasil: Parecer técnico do GT de Agrotóxicos da Fiocruz para a Revisão do Anexo XX da Portaria de Consolidação no 05, de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde, para o parâmetro “agrotóxicos”**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2020.

RODRIGRES, L.C.C. & FÉRES, J.G. (2022). **A relação entre insatisfação no uso de agrotóxicos e intoxicações nos estabelecimentos agropecuários do Brasil**. Revista de Economia e Sociologia Rural, 60 (spe), e244491. <https://doi.org/10.1590/1806-9479.2021.24449>.

RIBEIRO, N.U.F.; AMÉRICO-PINHEIRO, J.H.P. **Peixes como Bioindicadores de Agrotóxicos em Ambientes Aquáticos**. Revista Científica, v.11, n.22, p.65-75, 2018.

RUZHONG, G., RUI, C. & LIANGYAN, C. 1999. **Evaluation on toxicity and safety of imidacloprid to environmental organisms**. Pesticide Science and Administration, 20: 3.

SANTA CATARINA (Estado). **Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento. Subsecretaria de Estudos Geográficos e Estatísticos**. Atlas escolar de Santa Catarina. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro/IOESC, 1991. 136p.

SAVI, C.N. *et al.* **Relatório de Impacto Ambiental da obra de desassoreamento do rio Urussanga.** Criciúma: Universidade do Extremo Sul catarinense – UNESC. 2012. 60 p.

SAHA S. & KAVIRAJ A. 2009. **Effects of cypermethrin on some biochemical parameters and its amelioration through dietary supplementation of ascorbic acid in freshwater catfish *Heteropneustes fossilis*.** *Chemosphere* 74:1254-1259.

SÁNCHEZ-BAYO, F.Y. 2007. **Ecological effects of imidacloprid on arthropod communities in and around a vegetable crop.** *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 42: 279-286.

SANCHO, E.; VILLARROEL, M.J. & FERRANDO M.D. 2016. **Assessment of chronic effects of tebuconazole on survival, reproduction and growth of *Daphnia magna* after different exposure times.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 124:10-17.

SANTOS, Ana Aranha. **Pesquisadora vira alvo de perseguições após comprovar que não existe dose segura de agrotóxicos.** *Repórter Brasil*, 24 out. 2019. Disponível em: <https://reporterbrasil.org.br/2019/10/pesquisadora-vira-alvo-de-persegucoes-apos-comprovar-que-nao-existe-dose-segura-de-agrotoxicos/>. Acesso em: 10 jul. 2025.

SAMSON-ROBERT, O. *et al.* **Neonicotinoid-contaminated puddles of water represent a risk of intoxication for honey bees.** *PLoS ONE*, v. 9(12), p. 1–17, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0108443>>.

SCHAMPHELAERE KA, JANSSEN CR. **A biotic ligand model predicting acute copper toxicity for *Daphnia magna*: the effects of calcium, magnesium, sodium, potassium, and pH.** *Environ Technol.* 2002 Jan 1;36(1):48-54. doi: 10.1021/es000253s. PMID: 11817370.

SENHORINHO, E. M.; MACHADO, J. L. F.; MARCUZZO, F. F. N. **Características hidrogeológicas dos aquíferos da sub-bacia 84 - região sul e sudeste de Santa Catarina.** XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Florianópolis, 2017. Acesso em: 05 nov. 2020.

SDS - SECRETARIA DE ESTADO DO DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO SUSTENTÁVEL. **Recursos hídricos de Santa Catarina.** Florianópolis, SDS, 2018. Disponível em <<http://bit.ly/3VwG33Y>>. Acesso em: ago. 2019.

SÉRALINI, G. E.; CLAIR, E.; MESNAGE, R.; GRESS, S.; DEFARGE, N.; MALATESTA, M.; *et al.* **Republished study: long term toxicity of a Roundup herbicide and a Roundup tolerant genetically modified maize.** *Environmental Sciences Europe*, v. 26, p. 1-17, 2014

SERGIEVICH, A. A.; KHOROSHIKH, P. P.; ARTEMENKO, A. F.; ZAKHARENKO, A. M.; CHAIKA, V. V.; KODINTSEV, V. V.; *et al.* **Behavioral impacts of a mixture of six pesticides on rats.** *Science of The Total Environment*, 727: 138491, 2020. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138491.

SILVA, D. R. O. DA.; AVILA L. A. DE; AGOSTINETTO D.; MAGRO T. D.; OLIVEIRA E. DE; ZANELLA R.; NOLDIN J. A. **Monitoramento de agrotóxicos em águas superficiais de regiões orizícolas do sul do Brasil.** *Ciência Rural*. Santa Maria. v. 39, n. 9, p. 2383-2389. 2009.

SILVA, D. R. O. DA.; ÁVILA L. A. DE; AGOSTINETTO D.; BUNDTA. D. C. **Ocorrência de agrotóxicos em águas subterrâneas de áreas adjacentes a lavouras de arroz irrigado.** *Química Nova* v. 34, n. 5, p. 748-752, 2011.

SISAGUA. Quantitativo de análises nos anos de 2014 a 2020. atual. 4 jun. 2022. **Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano.** Disponível em:

<https://dados.gov.br/dataset/sisagua-amstras-de-vigilancia-demais-parametros>. Acesso em: 20 de abril de 2025.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA FILHO, E.C. **Princípios de toxicologia ambiental**. Rio de Janeiro: Interciência, 2013. cap. 2, p. 17-26, 2013.

SCHNACK, C. E.; MENEZES, C. T; CENI, G; MUNARI, A.B. **Qualidade da água no estuário do rio Urussanga (SC , Brasil) : um ambiente afetado pela drenagem ácida de mina**. Revista Brasileira de Biociências, [s.l.], v. 16, p. 98–106, 2018.

SCHUWIRTH, N. **Rumo a uma avaliação integrada da qualidade da água de superfície: Agregação de vários poluentes e tempo**. Água Res. 186, 116330 (2020).

SOARES WL. **Agrotóxicos no Brasil: reflexões a partir dos Censos Agropecuários**. In: Anais do Encontro Sociedade Brasileira de Economia Ecológica. Disponível em: <<https://bit.ly/3fR8jzg>>. Acesso em: 30 de setembro de 2022.

SOUZA, MARÍLIA CRISTINA OLIVEIRA *et al.* **Recent trends in pesticides in crops: A critical review of the duality of risks-benefits and the Brazilian legislation issue**. Environmental Research, v. 228, art. 115811, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115811>. Acesso em: 06 de março de 2025.

SOUZA, M.C.O., ROCHA, B.A., ADEYEMI, J.A., NADAL, M., DOMINGO, J.L., BARBOSA, F., 2022B. **Legacy and emerging pollutants in Latin America: a critical review of occurrence and levels in environmental and food samples**. Sci. Total Environ. 848, 157774 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157774>.

SUMON, K.A.; RITIKA, A.K.; PEETERS, E.T.H.M.; RASHID, H.; BOSMA, R.H.; RAHMAN, M.S.; FATEMA, M.K. & VAN DEN BRINK, P.J. 2018. **Effects of imidacloprid on the ecology of sub-tropical freshwater Microcosms**. Environmental Pollution, 236: 432-441.

SYBERG K, ELLEBY A, PEDERSEN H, CEDERGREEN N, FORBES VE. 2008. **Mixture toxicity of three toxicants with similar and dissimilar modes of action to Daphnia magna**. Ecotoxicology and Environmental Safety 69: 428-436.

TAKÁCS, E. *et al.* **Effects of neonicotinoid insecticide formulations and their components on Daphnia magna—the role of active ingredients and co-formulants**. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, v. 97(9), p. 885–900, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/03067319.2017.1363196>>.

TAKANO, H.K., OVEJERO, R.F.L., BELCHIOR, G.G., MAYMONE, G.P.L., DAYAN, F.E., 2021. **ACCCase-inhibiting herbicides: mechanism of action, resistance evolution and stewardship**. Sci. Agric. 78, 20190102 <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0102>.

THORNGREN, J. L.; HARWOOD, A. D.; MURPHY, T. M.; HUFF HARTZ, K. E. *et al.* **Fate and risk of atrazine and sulfentrazone to nontarget species at an agriculture site**. Environmental Toxicology and Chemistry, v. 36, n. 5, p. 1301-1310, 2017.

THONGPRAKAIKANG, S.; THIANTANAWAT, A.; RANGKADILOK, N.; SURIYO, T.; SATAYAVIVAD, J. **Glyphosate induces human breast cancer cells growth via estrogen receptors**. Food Chem. Toxicol., v. 59, p. 129-136, 2013

TONGESAYI, T., FEDICK, P., LECHNER, L., BROCK, C., LE BEAU, A., BRAY, C., 2013. **Daily bioaccessible levels of selected essential but toxic heavy metals from the consumption of non-dietary food sources.** *Food Chem. Toxicol.* 62, 142–147. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.08.052>.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY . **Permethrin, Resmethrin, d-Phenothrin (Sumithrin®): Synthetic Pyrethroids For Mosquito Control. 2025.** Disponível em: <https://www.epa.gov/mosquitocontrol/permethrin-resmethrin-d-phenothrin-sumithrinr-synthetic-pyrethroids-mosquito>. Acesso em: 3 março de 2025.

USITC – United States International Trade Commission. **Global economic impact of missing and low pesticide maximum residue levels.** Washington: USITC, 2020. v. 1.

VALADARES, A., ALVES, F., & GALIZA, M. (2020). **O crescimento do uso de agrotóxicos: uma análise descritiva dos resultados do Censo Agropecuário 2017.** Diretoria de Estudos e Políticas Sociais. Disponível em: <https://bit.ly/3WPnE3O>. Acesso em: 30 de setembro de 2022.

VEIGA, M. M. *et al.* **Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudeste do Brasil.** *Cad. Saúde Pública*, v. 22, p. 2391-2399, 2006.

VIRTUOSO, CARLOS JOSÉ. **As dinâmicas de poder na apropriação dos recursos comuns com recorte no uso da água na bacia do rio urussanga, sob o enfoque dos princípios de ecodesenvolvimento.** Criciúma: Tese apresentada ao Programa de Pósgraduação em Ciências Ambientais - Universidade do Extremo Sul Catarinense, 2019.

VOLPATO, S. B.; MENEZES, C. T. B. & SILVA, J. V. F. 2017. **Environmental recovery of aquatic ecosystems in estuarine regions: studies applied for the treatment of contaminated sediments by acid mine drainage in Urussanga River Basin, in Santa Catarina, Brazil.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 22(2): 313-316.

WALLACE, R. **Pandemia e agronegócio: doenças infecciosas, capitalismo e ciências.** São Paulo: Editora Elefante, 2020.

WANG, Y. *et al.* **Comparative acute toxicity of twenty-four insecticides to earthworm, *Eisenia fetida*.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 79, p. 122–128, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.12.016>.

WANG, K. *et al.* **Biological response of earthworm, *Eisenia fetida*, to five neonicotinoid insecticides.** *Chemosphere*, v. 132, p. 120–126, 2015a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.002>.

WANG, J. *et al.* **DNA damage and oxidative stress induced by imidacloprid exposure in the earthworm *Eisenia fetida*.** *Chemosphere*, v. 144, p. 510-517, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.004>.

WANG, Y.H., YANG, G.L., DAI, D.J., XU, Z.L., CAI, L.M., WANG, Q., YU, Y.J., 2017. **Individual and mixture effects of five agricultural pesticides on zebrafish (*Danio rerio*) larvae.** *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 4528e4536.

WANG Y., YANG G., SHEN W., XU C., DI S., WANG D., *et al.* **Synergistic effect of fenpropathrin and paclobutrazol on early life stages of zebrafish (*Danio rerio*).** *Environ Pollut.* 2020 Nov;266(Pt 3):115067. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115067. Epub 2020 Jun 22. PMID: 32629307.

WALTER H, CONSOLARO F, GRAMATICA P, SCHOLZE M, ALTENBURGER R. 2002. **Mixture toxicity of priority pollutants at no observed effect concentrations (NOECs).** *Ecotoxicology*. 11: 299-310.

WILLEMANN, N. F.; BACEGATO V. A.; FIGUEIREDO O. A. R. **Legislação ambiental na produção de arroz irrigado da região do alto vale do Itajaí – SC.** *Geoambiente on-line*. nº 8, p. 134- 148, 2007.

W LAMPERT. **“Daphnia: Development of a Model Organism in Ecology and Evolution,”** *International Review of Hydrobiology*, Vols. 96(4-5), pp. 504-515, 2011.

WOOD, T. J.; GOULSON, D. **The environmental risks of neonicotinoid pesticides: a review of the evidence post 2013.** *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, p. 17285-17325, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-017-9240-x>>.

YANG, Q.-W., XU, Y., LIU, S.-J., HE, J.-F., LONG, F.-Y., 2011. **Concentration and potential health risk of heavy metals in market vegetables in Chongqing.** *China. Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74 (6), 1664–1669. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.05.006>

YILMAZ M., GUL A. & ERBASLI K. 2004. **Acute toxicity of alpha-cypermethrin to guppy (*Poecilia reticulata*, Pallas, 1859).** *Chemosphere* 56:381-385.

YOUSEF, M. I.; SALEM, M. H.; IBRAHIM, H. Z.; HELMI, S.; SEEHY, M. A.; BERTHEUSSEN, K. **Toxic effects of carbofuran and glyphosate on semen characteristics in rabbits.** *J. Environ. Sci. Health B*, v. 30, n. 4, p. 513- 534, 1995.

YU, L. *et al.* **Thyroid endocrine disruption in zebrafish larvae following exposure to hexaconazole and tebuconazole.** *Aquat Toxicol*, v. 138–139, p. 35-42, 2013.

YVON-DUROCHER, G., CAFFREY, J., CESCATTI, A., DOSSENA, M., GIORGIO, P., GASOL, J., MONTOYA, J., PUMPANEN, J., STAEHR, P., TRIMMER, M., WOODWARD, G. AND ALLEN, A. (2012) **Reconciling the temperature dependence of respiration across timescales and ecosystem types.** *Nature*, 487(7408), 472–476.

ZHANG, C., JIA, L., WANG, S., QU, J., LI, K., XU, L., SHI, Y. and YAN, Y., 2010. **Biodegradation of beta-cypermethrin by two *Serratia* spp. with different cell surface hydrophobicity.** *Bioresource Technology*, vol. 101, no. 10, pp. 3423-3429. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.083>. PMID:20116237.

ZHANG, X., YANG, L., LI, Y., LI, H., WANG, W., YE, B., 2012. **Impacts of lead/zinc mining and smelting on the environment and human health in China.** *Environ. Monit. Assess.* 184 (4), 2261–2273. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2115-6>.

ZHU Y, COSTA M. **Metals and molecular carcinogenesis.** *Carcinog*, doi: 10.1093/carcin/bgaa076, 2020.

APENDICE A: Projeto de Lei do Ensino Obrigatório do Carvão, Nº ____/2025

EMENTA: Dispõe sobre a inclusão obrigatória de conteúdos relacionados à mineração de carvão e seus impactos socioambientais no currículo das escolas públicas do município de Criciúma e dá outras providências.

A CÂMARA MUNICIPAL DE CRICIÚMA, ESTADO DE SANTA CATARINA, no uso de suas atribuições legais, decreta:

Art. 1º Fica instituída, no âmbito das escolas públicas municipais de Criciúma, a obrigatoriedade de inclusão, no currículo escolar, de conteúdos voltados à compreensão dos impactos socioambientais da mineração de carvão, abordando sua relevância histórica, suas consequências ambientais e sociais, bem como os caminhos para uma transição energética justa e sustentável.

Art. 2º O conteúdo previsto no art. 1º deverá ser inserido nas disciplinas de Geografia e Ciências, podendo também ser abordado de forma interdisciplinar, com as áreas de História, Educação Ambiental e Projeto de Vida, conforme orientação da Secretaria Municipal de Educação.

Art. 3º Os conteúdos mínimos a serem contemplados nas atividades pedagógicas deverão incluir:

- I – A história da exploração do carvão mineral na região de Criciúma e sua importância para o desenvolvimento econômico local;
- II – Os impactos ambientais da mineração de carvão, com destaque para a contaminação por metais pesados, degradação do solo, dos recursos hídricos e da biodiversidade;
- III – Os efeitos tóxicos dos metais pesados sobre a saúde humana, animal e ambiental, inclusive suas interações sinérgicas com agrotóxicos, resultando em compostos de elevada toxicidade;
- IV – As consequências da queima de combustíveis fósseis nas mudanças climáticas globais;
- V – As especificidades do microclima do município de Criciúma, diferenciando-o de outras localidades do Estado, e os efeitos das atividades industriais, agrícolas e mineradoras sobre esse fenômeno;
- VI – O estudo de fontes de energia renováveis e sustentáveis, promovendo a conscientização sobre a necessidade de substituição do carvão por alternativas ambientalmente adequadas;
- VII – A valorização crítica do patrimônio histórico-cultural relacionado à mineração de carvão em Criciúma, com análise dos impactos socioambientais decorrentes da atividade.

Art. 4º A Secretaria Municipal de Educação implementará parcerias com universidades, institutos de pesquisa e organizações da sociedade civil, com vistas ao desenvolvimento, atualização e validação dos conteúdos pedagógicos e materiais didáticos.

Art. 5º A inserção do conteúdo no currículo será realizada de forma contínua e articulada, ao longo do ano letivo, respeitando o nível de desenvolvimento cognitivo dos estudantes, conforme diretrizes pedagógicas elaboradas pela Secretaria Municipal de Educação.

Art. 6º A regulamentação desta Lei será elaborada pela Secretaria Municipal de Educação, mediante consulta pública, com a participação de educadores, especialistas, representantes da sociedade civil e instituições ambientais.

Art. 7º Fica revogada a Lei Municipal nº 472, de 23 de setembro de 1964, bem como as demais disposições em contrário.

Art. 8º Esta Lei entra em vigor na data de sua publicação.

Sala das Sessões, [XXXX].

Autor(a): XXXX

Vereador(a): XXXX

APENDICE B: Projeto de Lei de Regulamentação e Venda de Agrotóxicos, Nº ____/2025

EMENTA: Dispõe sobre a comercialização, uso e controle de agrotóxicos no Município de Criciúma e revoga a Lei Municipal nº 3.904, de 12 de novembro de 1999.

A CÂMARA MUNICIPAL DE CRICIÚMA, ESTADO DE SANTA CATARINA, no uso de suas atribuições legais, decreta:

Art. 1º Esta Lei institui normas para regulamentar a comercialização, o armazenamento, o uso e a fiscalização de produtos agrotóxicos no território do Município de Criciúma, fundamentada no princípio da precaução, na proteção à saúde pública e na preservação do meio ambiente.

Art. 2º A comercialização de qualquer agrotóxico, produto afim ou fitossanitário com ação tóxica, no território municipal, deverá obedecer cumulativamente aos seguintes critérios:

- I – Estar devidamente registrado nos órgãos federais e estaduais competentes;
- II – Possuir autorização específica expedida pelo Município, com renovação anual;
- III – Ser acompanhada de receituário agrônomo individualizado, emitido e assinado por profissional legalmente habilitado;
- IV – Conter rotulagem com advertência visível quanto aos riscos à saúde humana e ao meio ambiente.

Art. 3º É vedada, no território municipal, a comercialização de agrotóxicos que:

- I – Tenham sido banidos ou suspensos em países membros da União Europeia;
- II – Possuam classificação toxicológica de alto risco (classes I e II);
- III – Apresentem comprovado potencial de bioacumulação ou persistência no ambiente;
- IV – Sejam destinados a usos não agrícolas, ainda que registrados como fitossanitários.

Art. 4º Fica proibida a substituição de produtos banidos, como os piretroides de alta toxicidade, a exemplo da cipermetrina, sem a devida avaliação toxicológica e ambiental por parte da autoridade competente.

Art. 5º Os estabelecimentos comerciais autorizados à venda de agrotóxicos deverão:

- I – Manter registro de todas as transações realizadas, contendo a identificação do comprador (CPF ou CNPJ) e o destino do produto;
- II – Disponibilizar obrigatoriamente orientação técnica sobre o uso seguro, descarte correto e equipamentos de proteção individual (EPIs);
- III – Exibir material informativo sobre os riscos de intoxicação, contaminação hídrica e os impactos sobre organismos aquáticos e polinizadores.

Art. 6º Fica instituído o Programa Municipal de Educação sobre Agrotóxicos, com os seguintes objetivos:

- I – Informar agricultores, consumidores, professores e estudantes sobre os riscos associados aos agrotóxicos;

- II – Incentivar práticas de transição agroecológica e métodos de controle biológico de pragas;
- III – Promover o uso de bioinsumos e tecnologias sustentáveis de produção agrícola.

Art. 7º Compete à Secretaria Municipal de Saúde e Meio Ambiente:

- I – Fiscalizar a comercialização, o armazenamento e o uso de agrotóxicos no município;
- II – Aplicar as penalidades previstas em caso de descumprimento desta Lei, que poderão incluir advertência, multa, interdição do estabelecimento e cassação do alvará de funcionamento;
- III – Criar e manter um banco de dados municipal sobre notificações e casos de intoxicação por agrotóxicos.

Art. 8º Fica o Município autorizado a:

- I – Instituir taxas ambientais incidentes sobre a comercialização de agrotóxicos;
- II – Criar incentivos fiscais e programas de fomento voltados a produtores que adotem práticas agroecológicas ou orgânicas.

Art. 9º Fica revogada, integralmente, a Lei Municipal nº 3.904, de 12 de novembro de 1999, bem como todas as disposições em contrário.

Art. 10. Esta Lei entra em vigor 90 (noventa) dias após a data de sua publicação oficial.

Sala das Sessões, [XXXX].

Autor(a): XXXX

Vereador(a): XXXX

APENDICE C: Projeto de Lei Complementar da Zona Livre de Agrotóxicos

EMENTA: Altera dispositivos da Lei Municipal nº 10.628, de 08 de outubro de 2019, que institui a Zona Livre de Agrotóxicos no Município de Florianópolis, para incluir o banimento de piretroides de alta toxicidade e coibir o uso indevido de produtos fitossanitários de uso doméstico, ornamental e industrial.

A CÂMARA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS, ESTADO DE SANTA CATARINA, no uso de suas atribuições legais, decreta:

Art. 1º O art. 2º da Lei Municipal nº 10.628, de 08 de outubro de 2019, passa a vigorar acrescido do §3º, com a seguinte redação:

§3º Fica igualmente proibido o uso de produtos fitossanitários destinados ao uso doméstico, ornamental ou industrial, como a cipermetrina, quando empregados de forma indevida nas atividades de agricultura, pecuária, extrativismo ou manejo de recursos naturais, com o objetivo de substituir agrotóxicos proibidos por esta Lei.

Art. 2º A referida Lei passa a vigorar acrescida do art. 3-A, com a seguinte redação:

Art. 3-A Fica proibida, em todo o território do Município de Florianópolis, a utilização de produtos que contenham cipermetrina, lambda-cialotrina, deltametrina, permetrina (permethrin) ou outros compostos pertencentes ao grupo dos piretroides de alta toxicidade, independentemente de sua classificação legal ou da finalidade declarada pelo fabricante.

Art. 3º O inciso I do art. 4º da Lei Municipal nº 10.628, de 2019, passa a vigorar com a seguinte redação:

I – Fomentar o desenvolvimento dos setores econômicos voltados à produção, comercialização e utilização de produtos naturais, bem como fitossanitários autorizados em sistemas orgânicos e agroecológicos, vedando-se o uso indireto de substâncias tóxicas disfarçadas sob outras finalidades legais.

Art. 4º Esta Lei Complementar entra em vigor na data de sua publicação.

Sala das Sessões, [XXXX].

Autor(a): XXXX

Vereador(a): XXXX