



UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS DE BALSAS
BACHARELADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

WARLEY MORAIS MARTINS

**AVALIAÇÃO DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO POR RESÍDUOS DE
PESTICIDAS EM PONTOS DISTINTOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
PARNAÍBA, MARANHÃO**

WARLEY MORAIS MARTINS

**AVALIAÇÃO DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO POR RESÍDUOS DE
PESTICIDAS EM PONTOS DISTINTOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
PARNAÍBA, MARANHÃO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Bacharelado em Engenharia
Ambiental e Sanitária da Universidade Federal
do Maranhão Centro de Ciências de Balsas,
como requisito para obtenção do grau de
Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Debora Batista
Pinheiro Sousa

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Morais Martins, Warley.

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO POR RESÍDUOS DE
PESTICIDAS EM PONTOS DISTINTOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIO PARNAÍBA, MARANHÃO / Warley Moraes Martins. - 2025.
53 f.

Orientador(a): Débora Batista Pinheiro Sousa.
Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do
Maranhão, Balsas - Ma, 2025.

1. Bioacumulação. 2. Ecotoxicologia Aquática. 3.
Poluição Por Pesticidas. 4. Qualidade da Água. 5. Saúde
Pública. I. Batista Pinheiro Sousa, Débora. II. Título.

WARLEY MORAIS MARTINS

**AVALIAÇÃO DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO POR RESÍDUOS DE
PESTICIDAS EM PONTOS DISTINTOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
PARNAÍBA, MARANHÃO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso de Bacharelado em
Engenharia Ambiental da Universidade
Federal do Maranhão Campus Balsas,
como requisito parcial para obtenção do
grau de Bacharel em Engenharia
Ambiental.

Aprovado em 08 de julho de 2025.

Banca Examinadora



Documento assinado digitalmente

DEBORA BATISTA PINHEIRO SOUSA

Data: 04/08/2025 12:25:45-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Debora Batista Pinheiro Sousa, orientadora, UFMA



Documento assinado digitalmente

GISLANE PINHO DE OLIVEIRA

Data: 02/08/2025 17:46:13-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Gislane Pinho de Oliveira, primeira examinadora, UFMA



Documento assinado digitalmente

WANDA BATISTA DE JESUS

Data: 02/08/2025 15:33:54-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Ma. Wanda Batista de Jesus, segunda examinadora, UFMA

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, à Deus pela luz nos momentos difíceis e pela alegria de chegar até aqui. Aos meus pais, pelo exemplo de força diante das dificuldades. Às minhas irmãs pela presença constante e pelas palavras de incentivo.

À Professora Dra. Débora Batista Pinheiro Sousa, por ter aceitado me orientar neste trabalho e por representar, com sua trajetória, o compromisso com o ensino e a formação de novos profissionais.

Aos meus amigos, que estiveram presentes em todos os momentos desta caminhada, ofereço meu sincero agradecimento. Pelo apoio, pelas palavras de incentivo e pela compreensão nas horas difíceis, minha gratidão é imensa. Vocês fizeram toda a diferença para que eu chegasse até aqui.

Aos professores da graduação, que, com dedicação, moldaram minha formação em Engenharia Ambiental, e à Universidade Federal do Maranhão por ter sido o espaço onde cresci como estudante, profissional e ser humano.

Aos meus colegas de curso, com quem compartilhei ansiedades, trabalhos, aprendizados e risadas. A cada um que, mesmo sem saber, contribuiu para que esse caminho fosse possível.

E a mim mesmo, por ter seguido em frente com determinação, mesmo diante dos desafios, sempre acreditando em meus objetivos.

RESUMO

Este trabalho investigou a distribuição de resíduos de pesticidas na Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba, com ênfase na caracterização dos compostos presentes e na avaliação de riscos ecológicos. A metodologia adotada incluiu revisão bibliográfica abrangente e seleção criteriosa de estudos de campo e análises laboratoriais, com uso de técnicas avançadas para detecção de resíduos em água e sedimentos. Foram identificadas concentrações recorrentes de pesticidas das classes organofosforados e piretroides, especialmente o malation, clorpirifós e cipermetrina, cujos níveis se mantiveram dentro dos limites estabelecidos pela CONAMA nº 357/2005. Apesar dos valores de Quociente de Risco (QR) estarem abaixo de 1, indicando risco ecotoxicológico direto limitado, destacaram-se compostos com elevado potencial de bioacumulação, como Diuron, Tebuconazol e Trifloxistrobina, com $\log K_{ow}$ superiores a 2,8. As amostras de sedimento apresentaram concentrações próximas aos limites de efeito ecológico (TEL), sugerindo impactos crônicos nos organismos bentônicos. Alterações na estrutura das comunidades de macroinvertebrados, com redução de grupos sensíveis, reforçaram a evidência de pressão antrópica sobre os ecossistemas aquáticos. Os resultados foram relacionados às práticas agrícolas predominantes na região, evidenciando a necessidade de fortalecer o monitoramento ambiental, ampliar a atuação do Comitê da Bacia do Rio Parnaíba e promover a capacitação de comunidades ribeirinhas, visando à redução dos impactos sobre os serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: Bioacumulação; Ecotoxicologia aquática; Poluição por pesticidas; Qualidade da água; Saúde pública.

ABSTRACT

This work investigated the distribution of pesticide residues in the Parnaíba River Basin, with an emphasis on characterizing the compounds present and assessing ecological risks. The methodology adopted included a comprehensive literature review and careful selection of field studies and laboratory analyses, using advanced techniques for detecting residues in water and sediments. Recurring concentrations of organophosphate and pyrethroid pesticides were identified, especially malathion, chlorpyrifos and cypermethrin, the levels of which remained within the limits established by CONAMA 357/2005. Although the Risk Quotient (RQ) values were below 1, indicating limited direct ecotoxicological risk, compounds with high bioaccumulation potential stood out, such as Diuron, Tebuconazole and Trifloxystrobin, with log K_{ow} greater than 2.8. The sediment samples showed concentrations close to the ecological effect limits (TEL), suggesting chronic impacts on benthic organisms. Changes in the structure of macroinvertebrate communities, with a reduction in sensitive groups, reinforced the evidence of anthropogenic pressure on aquatic ecosystems. The results were related to the predominant agricultural practices in the region, highlighting the need to strengthen environmental monitoring, expand the work of the Parnaíba River Basin Committee and promote training for riverside communities, with a view to reducing impacts on ecosystem services.

Keywords: Aquatic ecotoxicology; Bioaccumulation; Pesticide pollution; Public health; Water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de localização da Bacia do Rio Parnaíba	15
Figura 2: Mapa de localização dos pontos de acesso ao rio Parnaíba	26
Figura 3: Concentração de Carbofurano e Clorpirifós nos órgãos de <i>Pimelodus</i> sp. coletados em pontos da bacia do rio Parnaíba	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Tabela dos 10 Ingredientes Ativos Mais Vendidos no Brasil em 2023.....	16
Tabela 2: Interpretação ecológica dos valores de log K_{ow}	31
Tabela 3: Dados físico-químicos da água nos pontos de amostragem durante os períodos de estiagem e chuvoso	31
Tabela 4: Valores de Unidade Tóxica (UT e UTs) dos diferentes locais de amostragem (A1; A2 e A3) da bacia do rio Parnaíba.....	32
Tabela 5: Valores de Ingestão Diária Crônica (IDC) de água e sedimentos pelas diferentes vias de exposição, para os pontos e períodos de coleta.....	34
Tabela 6: Avaliação de Risco Não-Cancerígeno (QRc e IR) através da água e sedimentos contaminados com pesticidas, por vias de exposição, pontos e períodos de coleta.....	37
Tabela 7: Valores de log K_{ow} dos pesticidas detectados na bacia do rio Parnaíba.....	40

LISTA DE ABREVIATURAS

- ABNT** – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ANA** – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
- ANVISA** – Agência Nacional de Vigilância Sanitária
- ARE** – Avaliação de Risco Ecológico
- CAE** – Concentração Ambiental Estimada
- CBH** – Comitê da Bacia Hidrográfica
- CEUA/UFMA** – Comitê de Ética em Pesquisa Animal da Universidade Federal do Maranhão
- CEP/UFMA** – Comitê de Ética em Pesquisa de Humanos da Universidade Federal do Maranhão
- CONAMA** – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- GC** – Cromatografia Gasosa
- HPLC** – Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
- HRMS** – Espectrometria de Massas de Alta Resolução
- IBAMA** – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
- IDA** – Ingestão Diária Aceitável
- IDC** – Ingestão Diária Crônica
- IR** – Índice de Risco
- LABOMAR** – Laboratório de Ciências do Mar
- LARP/UFSM** – Laboratório de Análise de Resíduos de Pesticidas da Universidade Federal de Santa Maria
- LC50** – Concentração Letal Mediana
- LD** – Limite de Detecção
- LEBiA** – Laboratório de Ecotoxicologia e Biotecnologia Ambiental
- log K_{ow}** – Coeficiente de Partição Octanol-Água
- LOEC** – Concentração de Efeito Observado
- MS/MS** – Espectrometria de Massas em Tandem
- NOEC** – Concentração sem Efeito Observado
- NRTO** – Nenhum Risco Tóxico Observado
- QR** – Quociente de Risco
- QRc** – Quociente de Risco (não-cancerígeno)

QuEChERS – *Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe* (método de preparo de amostra)

SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais

SISBIO – Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade

SPE – Extração em Fase Sólida

SSD – *Species Sensitivity Distribution*

TEL – Limite de Efeito Ecológico (*Threshold Effect Level*)

UFC – Universidade Federal do Ceará

UHPLC-MS/MS – Cromatografia Líquida de Ultra Eficiência acoplada à Espectrometria de Massas em Tandem

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

UTs – Unidades Tóxicas (soma)

VLA – Valores Limites Aceitáveis

VMP – Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVOS.....	14
2.1 Objetivo geral	14
2.2 Objetivos específicos	14
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	14
3.1 Importância da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba.....	14
3.2 Pesticidas e seus Impactos Ambientais.....	15
3.2.1 Classes de Pesticidas	16
3.2.2 Fontes de Contaminação.....	17
3.2.3 Efeitos em Ecossistemas Aquáticos.....	17
3.3 Bioacumulação e Biomagnificação	18
3.4 Avaliação de Risco Ecológico	18
3.4.1 Metodologias	19
3.4.2 Parâmetros de Risco	20
3.5 Monitoramento Ambiental.....	20
3.5.1 Matrizes Analisadas.....	20
3.5.2 Técnicas Analíticas	21
3.6 Legislação e Políticas Públicas.....	22
4 METODOLOGIA.....	23
4.1 Caracterização da Área.....	23
4.1.1 Características Geomorfológicas.....	23
4.1.2 Regime Hidrológico	23
4.1.3 Uso e Ocupação do Solo.....	23
4.2 Localização dos Pontos de Coleta	24
4.3 Licenças	27
4.4 Cálculo da Ingestão Diária Crônica (IDC) de Água.....	27
4.5 Cálculo de IDC de Sedimentos.....	28
4.6 Cálculo das Unidades Tóxicas (UTs)	29
4.7 Estimativa do Potencial de Bioacumulação via Log Kow	30
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	31
5.1 Parâmetros da Água analisados in situ	31
5.2 Avaliação do Potencial de Unidades Tóxicas (UTs).....	31
5.3 Impactos ecológicos potenciais	39

5.3.1 Diversidade de pesticidas e exposição ambiental.....	39
5.3.2 Persistência em sedimentos e riscos aos organismos bentônicos	40
5.3.3 Efeitos de herbicidas sobre a base de cadeia trófica.....	41
5.3.4 Neurotoxicidade e perda de biodiversidade em insetos aquáticos	41
5.3.5 Influência da sazonalidade no impulso de contaminação.....	42
5.3.6 Efeitos subletais e comprometimento da integridade ecológica.....	42
5.3.7 Resíduos de pesticidas nos tecidos de <i>Pimelodus</i> sp.	43
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	45
REFERÊNCIAS	46

1 INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do rio Parnaíba, também chamada de Velho Monge, se caracteriza pela grande diversidade hidrológica, pois atravessa diferentes biomas, como Cerrado, Caatinga e áreas costeiras. Com uma área total de 333.952 km², essa bacia compreende três estados: Maranhão (cerca de 20%), Piauí (75%) e Ceará (5%) (ANA, 2018a). Ela é fundamental para o abastecimento de água de aproximadamente 5 milhões de pessoas e influencia diretamente a vida de 277 municípios (ANA, 2018b).

Para além de sua relevância ecológica e social, a bacia do rio Parnaíba enfrenta desafios ambientais significativos. Com o aumento das áreas agricultáveis, especialmente no plantio com irrigação, promove um maior risco de contaminação dos recursos hídricos por pesticidas (Silva; Ribeiro, 2025). Esses defensivos agrícolas podem interagir com os rios, sedimentos e organismos aquáticos por meio do escoamento superficial e da lixiviação, ameaçando a qualidade da água e comprometendo a biota aquática, assim como a saúde das populações que dependem desses recursos (EMBRAPA, 2020; ANA, 2020).

Ademais, pesquisas conduzidas pelo Laboratório de Ciências do Mar (LABOMAR) da Universidade Federal do Ceará (UFC) revelaram a presença de altas concentrações de pesticidas no delta do rio Parnaíba, confirmando a existência de uma contaminação difusa e preocupante na região (OITICICA; MAIA, 2024; ANA, 2020). Contudo, há uma lacuna significativa de dados sobre os níveis de contaminação nas áreas a montante da bacia, onde se concentram as atividades agrícolas mais intensas. Essa ausência de informações prejudica a elaboração de estratégias de monitoramento e gestão ambiental eficazes (OITICICA; MAIA, 2024).

Neste contexto, este estudo objetivou-se a investigar a distribuição espacial de resíduos de pesticidas em diferentes matrizes ambientais (água, sedimento e biota) da bacia hidrográfica do rio Parnaíba, associando essa presença à avaliação dos riscos ecológicos e à saúde humana. Os resultados visam subsidiar políticas públicas, fortalecer a atuação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba (CBH Parnaíba), e incentivar práticas agrícolas mais sustentáveis, em consonância com os princípios da Saúde Única (One Health) (GENEVA ENVIRONMENT NETWORK, 2025; ANA, 2025).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Investigar a distribuição espacial de resíduos de pesticidas em distintas matrizes ambientais (água, sedimento e biota) na bacia hidrográfica do rio Parnaíba, com foco na avaliação dos impactos ecológicos decorrentes da presença desses contaminantes.

2.2 Objetivos específicos

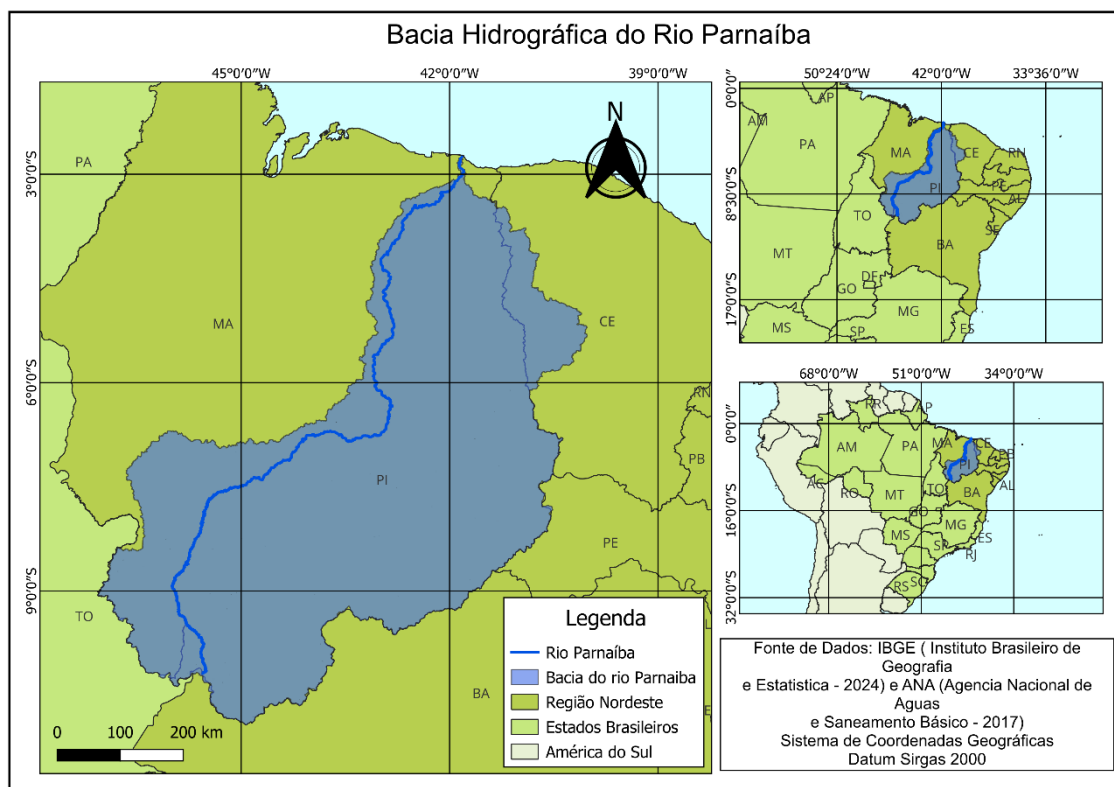
- Realizar a caracterização físico-química da água em pontos distintos de amostragem ao longo do rio Parnaíba, visando compreender as condições ambientais predominantes.
- Quantificar resíduos de pesticidas selecionados em amostras de água, sedimento de fundo e tecido muscular de espécimes de mandi (*Pimelodus lineatus*), uma espécie de peixe relevante na região.
- Avaliar o potencial de bioacumulação de pesticidas em *Pimelodus lineatus* mediante análise indireta do coeficiente log Kow, considerando as propriedades físico-químicas dos compostos identificados.
- Calcular o potencial de Risco Ecológico (RE) e as Unidades Tóxicas (UTs) associadas à presença dos resíduos de pesticidas detectados no ambiente aquático da bacia estudada.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Importância da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba

A água desta bacia é utilizada para diversos fins, desde o abastecimento humano até a irrigação de áreas agrícolas e a geração de energia elétrica (destacando-se a Usina Hidrelétrica de Boa Esperança) (MORORÓ *et al.*, 2024). A gestão desses recursos hídricos é promovida pelo CBH Parnaíba, surgindo em 2018 por meio do Decreto nº 9.335. Este comitê enfrenta desafios complexos, incluindo a poluição difusa e pontual, bem como os impactos de eventos climáticos extremos (CBH PARNAÍBA, 2023; ANA, 2018). Na Figura 1, apresenta-se o mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba, evidenciando sua abrangência territorial e relevância regional.

Figura 1: Mapa de localização da Bacia do Rio Parnaíba



Fonte: Autoral

A manutenção da qualidade da água na bacia assume importância crucial, uma vez que os impactos ambientais, como a contaminação por pesticidas, podem afetar diretamente a saúde humana através de doenças de veiculação hídrica e a saúde animal além de impactarem de maneira negativa na integridade e a funcionalidade dos ecossistemas aquáticos e terrestres associados (CETESB, 2018).

3.2 Pesticidas e seus Impactos Ambientais

O Brasil figura atualmente entre os maiores consumidores globais de pesticidas, com um volume comercializado que atingiu aproximadamente 755 mil toneladas de ingredientes ativos somente no ano de 2023, conforme dados do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Esse dado ilustra a magnitude do uso desses produtos no país. Uma vez aplicados nas lavouras, os defensivos agrícolas podem sofrer processos de transporte e dispersão no ambiente, resultando na

alteração da composição química do solo, na contaminação de corpos d'água superficiais e subterrâneos, e na poluição do ar. Esses processos, por sua vez, podem afetar adversamente os organismos que habitam os ecossistemas terrestres e aquáticos (IBAMA, 2024).

Conforme apontado por Lopes e Albuquerque (2018), "os impactos vão desde a alteração da composição do solo, passando pela contaminação da água e do ar, podendo interferir nos organismos vivos terrestres e aquáticos, alterando sua morfologia e função no ecossistema". Dessa forma, a utilização de pesticidas implica riscos potenciais à biodiversidade, à qualidade ambiental e, de maneira indireta, à saúde humana.

3.2.1 Classes de Pesticidas

Os pesticidas podem ser categorizados com base em diferentes critérios, sendo os mais comuns o organismo-alvo (ou modo de ação) e a sua natureza química. Quanto ao alvo biológico, distinguem-se os inseticidas (destinados ao controle de insetos), acaricidas (ácaros), nematicidas (nematoides), fungicidas (fungos), herbicidas (plantas daninhas) e bactericidas (bactérias) (SPADOTTO et al., 2004) abaixo na tabela 1 está apresentado os 10 ingredientes ativos que foram mais vendidos no Brasil em 2023, os dados foram extraídos diretamente dos Relatórios de Comercialização de Agrotóxicos, disponibilizados pelo IBAMA.

Tabela 1: Tabela dos 10 Ingredientes Ativos Mais Vendidos no Brasil em 2023

Posição	Pesticida	Quantidade (ton)	% do total
1º	Glifosato e seus sais	253.301,95	48
2º	Mancozebe	52.316,65	10
3º	2,4-D	51.872,24	10
4º	Acefato	49.557,98	9
5º	Clorotalonil	45.533,10	9
6º	Atrazina	26.804,98	5
7º	S-metolaclopro	15.776,35	3
8º	Glufosinato - sal de amônio	13.027,38	2
9º	Malationa	12.731,67	2
10º	Dibrometo de Diquate	10.561,29	2

Fonte: IBAMA (2024)

No cenário agrícola brasileiro, os herbicidas assumem um papel de destaque devido ao seu uso generalizado em sistemas de monocultura extensiva. De fato, estudos indicam

que "os herbicidas são os mais empregados" dentre as diversas classes de agrotóxicos disponíveis no mercado nacional (VIEIRA; GALDINO; PADOVANI, 2001). Culturas de grande expressão econômica, como a soja, o milho e a cana-de-açúcar, estão entre as que demandam volumes significativos de diferentes tipos de pesticidas para garantir a sua produção (BOMBARDI, 2023).

3.2.2 Fontes de Contaminação

Após a aplicação nas áreas de cultivo, os pesticidas podem atingir diferentes compartimentos ambientais solo, água e ar através de diversas rotas de transporte e dispersão. As vias predominantes de contaminação dos recursos hídricos são o escoamento superficial (também conhecido como *runoff*) e a lixiviação (percolação através do perfil do solo) (SPADOTTO et al., 2004).

O escoamento superficial acontece quando a água da chuva ou da irrigação escoar sobre a superfície do solo, carregando partículas de solo e pesticidas dissolvidos ou aderidos a essas partículas, levando-os para rios, lagos e outros cursos de água (ALTRAN et al., 2009). Por outro lado, a lixiviação se refere à deslocação dos pesticidas pelas camadas do solo, estimulada pela infiltração de água. Este procedimento pode resultar na poluição de águas subterrâneas, que muitas vezes são utilizadas para o consumo humano.

3.2.3 Efeitos em Ecossistemas Aquáticos

A presença de defensivos químicos em ecossistemas aquáticos resulta em efeitos adversos severos sobre a biota. A extensão dos impactos depende da substância, da sua toxicidade e persistência. Estudos têm demonstrado que a contaminação dos peixes e macroinvertebrados por pesticidas causa alterações que variam de alterações fisiológicas sutis à morte em massa da população. Esses efeitos comprometem aspectos como a reprodução, o crescimento, a regulação osmótica e o metabolismo dos organismos, reduzindo sua probabilidade de sobrevivência, com ênfase nas espécies mais sensíveis. Após exposição ao contaminante, a reorganização da comunidade biológica tende a seguir um padrão previsível, sendo um deles a substituição dos organismos sensíveis por outros mais tolerantes (ARIAS, 2006).

Além dos efeitos diretos nos organismos, os defensivos químicos causam danos indiretos ao ecossistema aquático. A morte ou redução dos organismos num ecossistema alterar as cadeias alimentares, os predadores ficam sem alimento, e organismos inferiores

como algas e zooplâncton crescem sem controle natural. Muitos defensivos químicos também apresentam caráter endócrino ou neurotóxico, interferindo no comportamento e na reprodução de espécies não-alvo (ARAÚJO, 2023; RAGASSI; AMÉRICO-PINHEIRO; SILVA JUNIOR, 2017). Esses efeitos adversos apontam para a importância de monitorar e controlar a entrada de pesticidas nos ambientes aquáticos (AMÉRICO; MANOEL; TORRES, 2015).

3.3 Bioacumulação e Biomagnificação

Bioacumulação e biomagnificação são processos inter-relacionados que aumentam a concentração de defensivos químicos na cadeia alimentar. Para Montone (2015) a bioacumulação é o acúmulo de substâncias químicas em organismos vivos, pode acontecer tanto por adsorção direta pela água ou solo como também pela ingestão de alimentos contaminado em seu ambiente. Já a biomagnificação também conhecida como magnificação trófica ocorre quando há aumento progressivo da concentração de um contaminante de um nível trófico inferior para outro superior

A biomagnificação torna-se evidente em ecossistemas contaminados: por exemplo, o Dicloro Difenil Tricloroetano - DDT um organoclorado clássico foi biomagnificado em cadeias alimentares aquáticas. Ele se acumula nos tecidos de peixes e, consequentemente, em predadores de topo como aves e mamíferos aquáticos. A concentração de DDT nesses predadores pode atingir valores milhões de vezes maiores do que nos organismos inferiores uma vez que o organismo maior vai absorver as quantidades de defensivos absorvidos pelas suas presas (MONTONE, 2015).

3.4 Avaliação de Risco Ecológico

A ferramenta de Avaliação de Risco Ecológico (ARE) tem o papel de avaliar os impactos provocados em um determinado ambiente. O processo acontece em três etapas principais. Primeiro, há o planejamento, onde é definido o problema, os objetivos e as espécies que serão foco da avaliação. Depois vem a fase de análise, que envolve tanto a exposição quanto os efeitos observados. Por fim, os dados dessas duas outras etapas são integrados na etapa de caracterização do risco, para estimar os potenciais impactos ambientais (EPA, 2024).

Para aumentar a robustez da avaliação, empregam-se metodologias quantitativas e qualitativas complementares. Uma abordagem amplamente usada é o método da Tríade

(*lines of evidence*), que combina três linhas de evidência: (i) análises químicas (concentrações medidas), (ii) testes ecotoxicológicos em organismos modelo, e (iii) estudos de efeitos ecológicos em campo (PAGLIARINI; OLIVEIRA; ESPÍNDOLA, 2019).

Assim, mesmo que um pesticida apresente concentração elevada (evidência química), é necessário verificar se há toxicidade comprovada (evidência ecotoxicológica) e alterações na comunidade aquática (evidência ecológica). Além disso, modelos de exposição (por exemplo, GENEEC, PELMO) e modelos de risco probabilístico (como os baseados na sensibilidade de espécies) podem ser utilizados para estimar os riscos em diferentes cenários (PAGLIARINI; OLIVEIRA; ESPÍNDOLA, 2019).

3.4.1 Metodologias

As metodologias de Avaliação de Risco Ecológico (ARE) variam de qualitativas a quantitativas, seguindo padrões reconhecidos internacionalmente. Inicialmente realiza-se a formulação do problema, definindo-se cenários de uso do pesticida, receptores biológicos relevantes (espécies indicadoras) e níveis de risco aceitáveis. Na etapa de análise, determina-se a exposição ambiental estimada (concentrações previstas em água, solo etc.) e os efeitos tóxicos (geralmente a partir de parâmetros como LC50, NOEC obtidos de testes padronizados). Na fase de caracterização do risco, compara-se a exposição estimada com níveis letais ou subletais para cada espécie. Por exemplo, calcula-se o quociente de risco (QR), definido como a razão entre a concentração ambiental esperada e o valor tóxico de referência, se o QR ultrapassa 1 ou o chamado “nível de preocupação” (LOC), o risco é considerado significativo (SANTOS, 2012).

Além das abordagens clássicas, adotam-se estratégias integradas de análise. O uso de linhas de evidência, como no método Triad, permite corroborar achados de múltiplas fontes (PAGLIARINI; OLIVEIRA; ESPÍNDOLA, 2019). Por outro lado, avaliações probabilísticas (Species Sensitivity Distribution, SSD) fornecem estimativas de risco sobre comunidades inteiras. Também se empregam padrões e guias técnicos nacionais (tais como guias de toxicidade do IBAMA ou protocolos do Environmental Protection Agency – EPA) para homogeneizar procedimentos. Em todos os casos, as metodologias buscam quantificar a incerteza e proteger organismos aquáticos sensíveis. O processo de ARE não se restringe a dar um “resultado único”, mas sim a caracterizar cenários de risco e orientar ações regulatórias ou mitigatórias.

3.4.2 Parâmetros de Risco

Vários parâmetros são usados para expressar o risco ecológico. Entre eles estão as medidas de toxicidade, como LC_{50} (concentração letal mediana), EC_{50} , esse índice representa a concentração do pesticida que causa um efeito adverso em 50% dos organismos testados, NOEC (Concentração sem Efeito Observado) e LOEC (Concentração de Efeito Observado), obtidas em testes ecotoxicológicos. A exposição ambiental estimada (CAE, concentração ambiental estimada) também é parâmetro fundamental. O risco por espécie é então avaliado pelo quociente de risco (QR), que é a razão entre a exposição estimada e o *endpoint* tóxico correspondente (SANTOS, 2012).

Além desses índices, utilizam-se fatores de segurança e critérios ambientais específicos. No Brasil, por exemplo, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA estabelece IDA (ingestão diária aceitável) para alimentos, e estes são usados para derivar padrões de qualidade de água (padrões de potabilidade) que, por sua vez, funcionam como níveis de controle para agrotóxicos em sistemas de abastecimento. Estudos mostram que muitos valores máximos permitidos (p. ex. Valor Máximo Permitido (VMP) da portaria de potabilidade) são baseados em fatores de correção das Ingestão Diária Aceitável (IDA) da ANVISA (FAVORETI et al. 2022).

3.5 Monitoramento Ambiental

O monitoramento ambiental de agrotóxicos envolve a coleta sistemática de dados sobre concentrações desses químicos em diferentes compartimentos do ambiente. No Brasil, iniciativas como o Projeto Piloto de Monitoramento de Resíduos de Agrotóxicos em Água e Solo do Ibama (IBAMA, 2024) reforçam a importância dessas ações para calibrar protocolos oficiais. Para água destinada ao consumo humano, as Diretrizes do Ministério da Saúde (BRASIL, 2024) estabelecem critérios específicos de amostragem e limites legais, enquanto estudos em matrizes como solo e biota (EMBRAPA, 2021; ALHO, 2020) ampliam a compreensão dos riscos ecossistêmicos.

3.5.1 Matrizes Analisadas

As matrizes ambientais selecionadas para análise refletem as rotas prováveis de contaminação. As principais incluem:

- Águas superficiais (rios, córregos, represas): amostras coletadas em pontos estratégicos permitem detectar entrada de pesticidas via escoamento agrícola. O Projeto

Piloto do Ibama, por exemplo, coletou água de riachos, rios e represas próximos a culturas como soja, milho e cana-de-açúcar (IBAMA, 2024).

- Água subterrânea (poços, aquíferos): sítios de recarga e água potável são monitorados para avaliar infiltração de agrotóxicos pelo solo.
- Sedimentos aquáticos: como pesticidas adsorvem ao sedimento, sua análise revela contaminação histórica acumulada.
- Solo agrícola e zonas ripárias: amostrar o solo nas áreas de aplicação e margens dos corpos hídricos indica fonte e magnitude da contaminação inicial.
- Biota aquática (peixes, invertebrados, plantas aquáticas): análises de bioacumulação em organismos fornecem evidências de exposição ao longo da cadeia alimentar.
- Outras matrizes: em programas de potabilidade, amostras de água de consumo humano (monitoradas semestralmente conforme Portaria MS 888/2021) são analisadas para verificar a presença de até 40 princípios ativos de agrotóxicos exigidos por lei (BURSZTEJN; BENETTI, 2023).

Assim, um programa de monitoramento ambiental frequentemente combina várias matrizes para obter quadro integrado. No Brasil, entretanto, ainda há lacunas – por exemplo, o programa de avaliação de qualidade das águas superficiais (Qualiágua da ANA) não contempla pesticidas nos parâmetros rotineiros (BURSZTEJN; BENETTI, 2023).

3.5.2 Técnicas Analíticas

As análises de agrotóxicos em matrizes ambientais exigem metodologias sensíveis e seletivas. Amostras de água, solo e biota são primeiramente submetidas a procedimentos de extração (como o método *Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe* (QuEChERS) ou SPE) que isolam os compostos de interesse. Em seguida, empregam-se técnicas cromatográficas acopladas a detectores avançados: cromatografia gasosa (GC) ou líquida (HPLC/UPLC) associada à espectrometria de massas (MS/MS) é padrão para identificar e quantificar diversos princípios ativos simultaneamente. Por exemplo, combinações de QuEChERS + HPLC-HRMS têm sido usadas com sucesso para

determinar dezenas de pesticidas com altas recuperações (78–117%) (SILVA, 2017), garantindo limites de detecção adequados às exigências legais.

No Projeto Piloto do Ibama, laboratórios parceiros foram capazes de analisar cerca de 300 ingredientes ativos em amostras de solo e água (IBAMA, 2024). Essas capacidades analíticas abrangentes unidas à validação de métodos (garantindo precisão, exatidão e sensibilidade) tornam o monitoramento eficiente, permitindo além de detectar substâncias específicas (como glifosato, atrazina, imidacloprido, fipronil), possibilitou avaliar misturas complexas de contaminantes presentes no ambiente.

No presente estudo, foi adotado um protocolo semelhante, com o uso do método QuEChERS para preparo das amostras e posterior análise por Cromatografia Líquida de Ultra Eficiência acoplada à Espectrometria de Massas (UHPLC-MS/MS). A combinação dessas técnicas permitiu a detecção e quantificação de múltiplos pesticidas em diferentes matrizes ambientais com alta sensibilidade. Os procedimentos foram realizados por laboratório credenciado, seguindo protocolos validados, com limites de detecção adequados às concentrações esperadas no ambiente, atendendo aos parâmetros exigidos pela legislação ambiental vigente.

3.6 Legislação e Políticas Públicas

No Brasil, o uso de agrotóxicos é regulamentado por leis e normas técnicas, com participação de vários órgãos públicos. A Lei n.º 7.802, de 1989, foi a primeira a estabelecer critérios para o registro, a comercialização e o uso desses produtos, exigindo também a avaliação de riscos ambientais e à saúde. Em 2023, uma nova lei (n.º 14.785) atualizou esse processo, com a intenção de torná-lo mais rápido. Mesmo com as mudanças, a responsabilidade pela análise ainda é compartilhada entre o Ministério da Agricultura, a Anvisa e o Ibama (SENADO FEDERAL, 2023).

O Decreto n.º 4.074/2002 detalha os critérios técnicos exigidos na avaliação ambiental, enquanto normas da ABNT (NBR 15088 e 15499) padronizam testes de toxicidade com organismos aquáticos, especialmente peixes (RIBEIRO; AMÉRICO-PINHEIRO, 2018). A atuação conjunta dos órgãos federais visa evitar a liberação de substâncias com risco elevado para a saúde humana e para o meio ambiente.

A qualidade da água é regulada por normas como a Resolução CONAMA n.º 357/2005, que define classes e padrões para corpos hídricos superficiais. Já a Resolução

CONAMA n.º 420/2009 trata da contaminação em águas subterrâneas e solos. A Portaria GM/MS n.º 888/2021 complementa esse arcabouço, ao estabelecer padrões de potabilidade e obrigar o monitoramento de 40 princípios ativos de agrotóxicos em sistemas de abastecimento (BURSZTEIN; BENETTI, 2023).

4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização da Área

4.1.1 Características Geomorfológicas

A bacia do rio Parnaíba está inserida na Bacia Sedimentar do Parnaíba, estruturada em unidades de relevo compostas por superfícies tabulares suaves no alto curso e planícies de inundação amplas no baixo curso, resultantes da dinâmica exorreica e da baixa declividade média ($< 25 \text{ cm/km}$) ao longo de grande parte de seu percurso (EMBRAPA MEIO-NORTE, 2025). As camadas sedimentares são formadas por arenitos, siltitos e folhelhos da Formação Tianguá e arenitos calcários da Formação Jaicós, sobrepostos por depósitos detríticos modernos nas várzeas (JORNAL PPC, 2025). Essa morfologia favorece o estabelecimento de solos profundos (latossolos e argissolos), com fraca fragmentação rochosa, mas suscetíveis à erosão laminar quando desprovidos de cobertura vegetal (EMBRAPA MEIO-NORTE, 2025).

4.1.2 Regime Hidrológico

O Parnaíba apresenta regime pluvial, com precipitação concentrada em trimestre chuvoso (outubro–março) e estiagem prolongada no semestre seco (abril–setembro) (ANA, 2025). A vazão média anual estimada é de $767 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo que apenas $379 \text{ m}^3/\text{s}$ estão disponíveis superficialmente para captação, refletindo a variabilidade sazonal e a alta evapotranspiração da região semiárida (CBH PARNAÍBA, 2025). Em períodos de seca, as vazões mínimas (Q95) podem cair para menos de 30 % da média anual, exigindo reservatórios e açudes para regularização do fluxo e garantia de abastecimento (ANA, 2025).

4.1.3 Uso e Ocupação do Solo

O uso do território na bacia é predominantemente agropecuário, com ênfase na irrigação (73 % da demanda hídrica), seguida por abastecimento urbano (16 %), produção animal (5 %) e atividade industrial (3 %) (CBH PARNAÍBA, 2025). As culturas irrigadas

concentram-se nos tabuleiros litorâneos e platôs de Guadalupe, enquanto as áreas de pastagem e lavouras de sequeiro (milho, feijão) ocupam chapadas e colinas mais elevadas (JORNAL PPC, 2025). Remanescentes de caatinga e cerrado persistem em veredas e margens de rios intermitentes, mas encontram-se fragmentados devido à expansão agrícola e à urbanização periférica (EMBRAPA MEIO-NORTE, 2025).

4.2 Localização dos Pontos de Coleta

As coletas foram realizadas pelo Grupo de Pesquisa em Ecotoxicologia e Biotecnologia Ambiental (GPEBIA) em três áreas de interesse ao longo da bacia hidrográfica do rio Parnaíba, nas proximidades do município de Tasso Fragoso – MA: A1) Brejo Seco, A2) Zona Urbana e A3) Brejo do Meio. Os pontos foram estrategicamente selecionados com base na proximidade de áreas agrícolas, centros urbanos e residências rurais, visando refletir a influência antrópica sobre a qualidade ambiental da região.

As amostras de água foram coletadas em garrafas âmbar previamente lavadas com metanol (MeOH), para posterior análise dos resíduos de pesticidas, realizada por Cromatografia Líquida de Ultra Eficiência acoplada à Espectrometria de Massas (UHPLC-MS/MS), conforme os protocolos adotados pelo Laboratório de Análise de Resíduos de Pesticidas da Universidade Federal de Santa Maria (LARP/UFSM). Além disso, foram analisados parâmetros físico-químicos *in situ*, incluindo temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez e sólidos totais dissolvidos (STD), com o uso de multiparâmetros portáteis devidamente calibrados. Essas medições ocorreram no momento da coleta em campo, permitindo uma avaliação direta da qualidade da água nos diferentes pontos e períodos.

Os sedimentos superficiais foram coletados com o auxílio de um duto de PVC, devidamente identificados e armazenados em sacos de polietileno para evitar contaminações. As amostras foram analisadas também por UHPLC-MS/MS com preparação pelo método QuEChERS (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe), visando à detecção e quantificação dos pesticidas de maior ocorrência na região, conforme a Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde.

Para a matriz biológica, foram capturados 60 espécimes de mandi (*Pimelodus* sp.), distribuídos nos três pontos de coleta ao longo dos períodos seco (julho/2022) e chuvoso (janeiro/2023), com 20 peixes por local. A captura foi realizada com o uso de tarrafa,

anzol e linha. Os animais foram anestesiados com benzocaína a 0,1% e, posteriormente, eutanasiados por deslocamento cervical.

Foram coletados os seguintes órgãos para análise: músculo, fígado, rim, brânquias e gônadas. Os tecidos foram armazenados em caixas de isopor com gelo e transportados ao Laboratório de Ecotoxicologia e Biotecnologia Ambiental (LEBiA) da Universidade Federal do Maranhão - Campus Balsas. No laboratório, os órgãos foram mantidos congelados a -20 °C até a realização das análises cromatográficas no LARP/UFSM, utilizando o mesmo protocolo aplicado às demais matrizes ambientais.

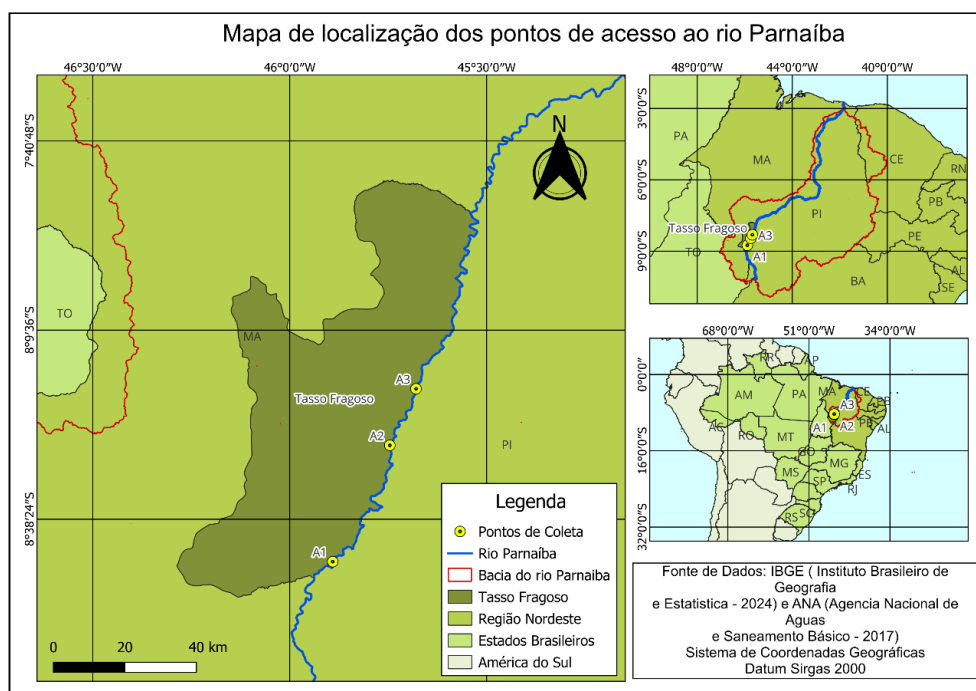
A coleta de água, sedimento e peixes foi realizada ao longo de quatro coletas, em três pontos distintos (A1, A2 e A3) da bacia hidrográfica do rio Parnaíba, no período chuvoso e de estiagem, durante o ano de 2022 (fevereiro e agosto) e 2023 (março e setembro).

As três principais áreas de interesse ao redor da bacia do rio Parnaíba, nas proximidades do município de Tasso Fragoso-MA, foram selecionadas para a coleta das amostras:

1. **Molhado (A1)**
2. **Morro Vermelho (A2)**
3. **Atoleiro (A3)**

Esses pontos foram estrategicamente selecionados devido à influência de áreas agrícolas em suas proximidades, ou de residências rurais, fatores que podem interferir na qualidade da água do rio, visto os cursos d'água que passam pela área e desaguam no rio, a Figura 2 apresenta o mapa de localização dos pontos de acesso ao rio Parnaíba.

Figura 2: Mapa de localização dos pontos de acesso ao rio Parnaíba



Fonte: Autoral

Procedimento de Coleta

1. Água:

- As amostras de água foram coletadas em garrafas âmbar pré-lavadas previamente com Metanol (MeOH). Estas garrafas foram utilizadas para evitar a degradação dos pesticidas pela luz.
- As amostras foram identificadas e armazenadas adequadamente para análise posterior.

2. Sedimentos:

- Os sedimentos foram coletados com o auxílio de um duto coletor de PVC.
- As amostras foram identificadas e armazenadas em sacos de polietileno para evitar contaminação.

3. Peixes:

- Foram capturados espécimes de mandi (*Pimelodus* sp.) utilizando tarrafa, anzol e linha.

- Após a captura, os peixes foram anestesiados com benzocaína a 0,1% e, posteriormente, sacrificados via deslocamento cervical.
- Músculo, fígado, rim, brânquias e gônadas foram amostrados, identificados, armazenados em uma caixa de isopor com gelo e transportados para o Laboratório de Ecotoxicologia e Biotecnologia Ambiental (LEBiA) da Universidade Federal do Maranhão/Campus.
- Os órgãos de exposição foram armazenados a -20°C até a análise para detecção dos resíduos de pesticidas.

4.3 Licenças

Para a realização deste estudo, foram obtidas as seguintes licenças e aprovações: Licença do SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade): Nº 80968-1/2021; Licença da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais – SEMA: A01-2022; Aprovação no Comitê de Ética em Pesquisa Animal da Universidade Federal do Maranhão - CEUA/UFMA: Número 05/2022. O projeto já foi apreciado pelo Comitê de Ética em Pesquisa de Humanos (CEP/UFMA). Essas licenças garantiram que o estudo fosse conduzido em conformidade com as normas éticas e ambientais vigentes.

4.4 Cálculo da Ingestão Diária Crônica (IDC) de Água

A avaliação do risco potencial associado à exposição à água contaminada por pesticidas, foram consideradas as diferentes vias para crianças e adultos da população ribeirinha próxima ao rio Parnaíba, incluindo ingestão, contato e contato dérmico. Para isso, utilizou-se a fórmula da dose diária crônica (IDC), aplicada tanto à ingestão (Equação 1) quanto à exposição durante o banho (Equação 2), conforme descrito por He et al. (2012) e Baqar et al. (2018).

$$IDC_{(ingestão)} = \frac{CAM_{água} \times Ia \times FE \times DE}{PC \times V_m} \quad (1)$$

$$IDC_{(banho)} = \left(6 + \frac{HB}{\pi}\right)^{0,5} \times \frac{C_a \times k \times FAD \times FE \times DE \times FB}{PC \times V_m \times 500 \times f} \quad (2)$$

onde: CAM_{água} (mg/L) representa a concentração de poluentes presentes na água, enquanto Ia (L/dia) corresponde à quantidade diária de água ingerida. FE indica a

frequência com que ocorre a exposição, e DE (anos) refere-se ao período total dessa exposição. O peso corporal é representado por PC (kg) e Vm (dias) corresponde à expectativa média de vida. HB (h) indica o tempo dedicado ao banho, Ca (mg/L) é a concentração do contaminante na água utilizada no banho, k (cm/h) representa a taxa de permeabilidade através da pele, FAD é o fator relacionado à absorção dérmica, FB (dia⁻¹) corresponde à frequência dos banhos, e f é o coeficiente de correção para absorção (ARISEKAR et al., 2021).

4.5 Cálculo de IDC de Sedimentos

Para a avaliação do risco, foram levadas em conta as três principais vias de exposição: ingestão, inalação e contato dérmico. As Equações 3-5 foram aplicadas para calcular a Ingestão Diária de Contaminante (IDC) específica para sedimentos, conforme descrito por Ogbeide et al. (2019) e Baqar et al. (2018). Foram utilizados como dados principais as concentrações dos pesticidas detectados nos sedimentos por meio de análise cromatográfica, aplicadas nas equações para estimar a dose potencialmente absorvida ou ingerida por indivíduos expostos,

$$IDC_{(ingestão)} = \frac{CAM_{solo} \times Is \times FE \times DE \times FC}{PC \times V_m} \quad (3)$$

$$IDC_{(inalação)} = \frac{CAM_{solo} \times In \times \left(\frac{1}{FEP}\right) \times FE \times DE}{PC \times V_m} \quad (4)$$

$$IDC_{(contato dérmico)} = \frac{CAM_{solo} \times As \times FC \times DE \times FE \times FAD \times FSD}{PC \times V_m} \quad (5)$$

onde: CAM_{solo} (mg/kg) indica a concentração de poluentes presentes nos sedimentos do ambiente, enquanto Is (mg/dia) corresponde à quantidade diária de sedimentos ingeridos. FE representa a frequência de exposição, e DE (anos) refere-se ao período total dessa exposição. FC é o fator utilizado para conversão de unidades, In (m³/dia) indica a taxa de inalação de ar, e FEP (m³/kg) corresponde ao fator relacionado à emissão de partículas. As (cm²/dia) representa a área de superfície exposta, FAD é o coeficiente de absorção dérmica, e FSD (mg/cm) é o fator referente à superfície dérmica. PC (kg) é o peso corporal e Vm (dias) indica a expectativa média de vida (ARISEKAR et al., 2021).

4.6 Cálculo das Unidades Tóxicas (UTs)

Neste estudo, optamos por focar no cálculo do Quociente de Risco (QR) e das Unidades Tóxicas (UTs), conforme descrito por Santos (2012) e Palma et al. (2014). Esses métodos foram escolhidos devido à sua ampla aceitação na literatura e pela sua aplicabilidade aos dados obtidos.

A análise do risco ecotoxicológico de pesticidas em ambientes aquáticos tem sido amplamente baseada no conceito de Unidade Tóxica (UT), uma abordagem quantitativa que relaciona a concentração ambiental de um contaminante ao seu potencial tóxico para organismos aquáticos. Segundo Sarker et al. (2022), a UT é definida como a razão entre a concentração do composto no ambiente aquático (CAM, em $\mu\text{g/L}$) e o valor da concentração letal mediana (LC_{50}) obtido em testes ecotoxicológicos padronizados, conforme expressa a Equação (6):

$$UT = \frac{CAM_{\text{água}}}{LC_{50}} \quad (6)$$

Esse método permite estimar a toxicidade aguda de compostos isolados sobre espécies aquáticas sensíveis, especialmente peixes, invertebrados e microcrustáceos, sendo amplamente utilizado em avaliações de risco ambiental em sistemas fluviais sujeitos à atividade agrícola (Silva et al., 2023).

Para quantificar a toxicidade combinada de múltiplos pesticidas presentes em uma mesma amostra, emprega-se a soma das Unidades Tóxicas (UTs), representando a toxicidade cumulativa. Essa abordagem considera possíveis efeitos aditivos entre os compostos e é calculada conforme a Equação (7):

$$UT_s = \sum_{i=1}^n UT_i \quad (7)$$

De acordo com diretrizes propostas por Arp et al. (2021) e reafirmadas por Souza et al. (2023), valores de $UT \geq 1$ indicam alto risco ecotoxicológico, enquanto valores de $0,1 \leq UT < 1$ constituem um risco moderado, já para os valores de $UT < 0,1$ o risco é considerado baixo para a biota aquática. Essas faixas auxiliam nesse processo de enquadramento dos locais de amostragem em categorias de risco e ajudam a determinar qual medida de controle será aplicada.

Os valores de LC_{50} utilizados no presente estudo foram obtidos por meio do banco de dados da ECOTOX da EPA (Environmental Protection Agency, 2024), que reúne informações toxicológicas experimentais para várias substâncias químicas, sendo uma fonte amplamente reconhecida em avaliações ambientais.

4.7 Estimativa do Potencial de Bioacumulação via Log Kow

A bioacumulação de compostos orgânicos não iônicos em ambientes aquáticos está fortemente associada à hidrofobicidade das substâncias, sendo este um dos principais fatores que influenciam sua retenção nos organismos. O coeficiente de partição octanol-água (log Kow) é amplamente utilizado como estimador do potencial de bioacumulação, pois expressa a afinidade de um composto por fases lipofílicas em comparação à fase aquosa.

Segundo a USEPA (2000), compostos com log Kow entre 2 e 6 apresentam elevado potencial de bioacumulação. A eficiência de absorção aumenta à medida que o log Kow varia de 3 a 6, podendo se associar também ao potencial de biomagnificação. No entanto, para substâncias com log Kow superior a 6, a taxa de absorção tende a diminuir devido à menor solubilidade e maior sorção a sedimentos. É importante destacar que tais relações preditivas só se mantêm válidas na ausência de metabolismo significativo do composto nos organismos-alvo.

Quanto a interpretação dos dados a tabela 2 traz a interpretação ecológica dos valores de Log kow caracterizando o potencial bioacumulativo da substância com base nesse valor

Tabela 2: Interpretação ecológica dos valores de Log Kow

<i>Log K_{ow}</i>	Afinidade	Potencial de bioacumulação
< 0	Muito hidrofílico	Muito baixo
0 – 1	Hidrofílico, baixa	Baixo
1 – 3	Moderadamente lipofílico	Moderado
3 – 4,5	Lipofílico	Alto
> 4,5	Muito Lipofílico	Muito alto

Fonte: Adaptado de CHEMSAFETYPRO (2023) e UNITED KINGDOM. Environment Agency (2017).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Parâmetros da Água analisados in situ

Abaixo na tabela 3 estão os dados físico-químicos que foram obtidos nos três pontos de coleta ao longo do Rio Parnaíba em comparação com os valores recomendados pela CONAMA N° 357.

Tabela 3: Dados físico-químicos da água nos pontos de amostragem durante os períodos de estiagem e chuvoso

Parâmetros	Estiagem (Junho/2022)			Chuvoso (Janeiro/2023)			Valores recomendados
	A1	A2	A3	A1	A2	A3	
Temperatura (°C)	24,2	25,2	24,4	27,2	27,1	28	28 32°C ^a
pH	7,64	7,5	7,46	7,26	7,04	6,95	6,5 8,0 ^a
O ₂ dissolvido (mg/L)	8,5	9,1	8,4	8,1	8,2	8,2	>5 mg/L ^a
Condutividade	8,9	9,3	9,2	12,2	13,3	11,6	-

A1: Brejo Seco; **A2:** Zona Urbana; **A3:** Brejo do Meio.

^aValores estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357.

5.2 Avaliação do Potencial de Unidades Tóxicas (UTs)

Os valores de Unidade Tóxica individuais e cumulativas estão apresentados na Tabela 4, com base nos pesticidas detectados na água. As amostragens referem-se aos períodos de estiagem (julho/2022) e chuvoso (janeiro/2023), em três pontos da bacia do

rio Parnaíba. Embora dispostos por período para fins comparativos, os dados representam o conjunto das coletas realizadas entre 2022 e 2023.

Tabela 4 - Valores de Unidade Tóxica (UT e UTs) dos diferentes locais de amostragem (A1; A2 e A3) da bacia do rio Parnaíba.

Pesticidas	Unidades Tóxicas					
	Estiagem (Julho/2022)			Chuvoso (Janeiro/2023)		
	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Carbendazim	NRTO	NRTO	$7,37 \times 10^{-5}$	$7,37 \times 10^{-5}$	NRTO	$7,37 \times 10^{-5}$
Diuron	$2,09 \times 10^{-6}$	$2,09 \times 10^{-6}$	$3,73 \times 10^{-6}$	$2,09 \times 10^{-6}$	$2,09 \times 10^{-6}$	$2,09 \times 10^{-6}$
Simazina	0,00016	NRTO	NRTO	NRTO	NRTO	NRTO
Tebuconazol	NRTO	NRTO	NRTO	0,0032	NRTO	NRTO
Tiametoxan	NRTO	NRTO	NRTO	$>1,12 \times 10^{-7}$	NRTO	NRTO
Trifloxistrobina	NRTO	NRTO	0,00064	NRTO	NRTO	0,00064
Imidacloprido	NRTO	NRTO	NRTO	$3,37 \times 10^{-7}$	NRTO	NRTO
Σ UTs	0,00016	$2,09 \times 10^{-6}$	0,00071	0,00326	$2,09 \times 10^{-6}$	0,00071

NRTO: Nenhum Risco Tóxico Observado

Observando a Tabela 4 que aborda sobre os valores de Unidade Tóxica (UT) bem como as Unidades Tóxicas Cumulativas (UTs) para os diferentes pesticidas identificados nos três pontos de amostragem A1, A2 e A3 durante o período de estiagem e chuvoso na região, podemos compreender melhor a dinâmica da contaminação por agrotóxicos que atinge o Rio Parnaíba.

Embora fique evidente que houve uma predominância de “Nenhum Risco Tóxico Observado (NRTO)” e que os valores de Unidades Tóxicas (UT) e Unidades Tóxicas somadas (UTs) permaneceram abaixo de 0,1 para a maioria dos pesticidas, o que caracteriza ausência de toxicidade imediata à água, observou-se a presença de carga tóxica detectável em alguns pontos específicos e em ambas as sazonalidades avaliadas. Entre os valores registrados, destacam-se: Simazina com 0,00016 em A1 (estiagem), Trifloxistrobina com 0,00064 em A2 (estiagem), Carbendazim com $7,37 \times 10^{-5}$ em A3 (estiagem e chuvoso), e Tebuconazol com 0,0032 em A1 (chuvoso), além de Diuron, com variações de $2,09 \times 10^{-6}$ a $3,73 \times 10^{-6}$ nas diferentes amostras. Também houve registro de Tiametoxan com $>1,12 \times 10^{-7}$ em A1 (chuvoso) e Imidacloprido com $3,37 \times 10^{-7}$ em A1 (chuvoso).

A trifloxistrobina é um fungicida pertencente ao grupo das estrobilurinas que apresentou o maior valor individual de UT (0,00064) no ponto A3, durante a estiagem e no período chuvoso. Este pesticida, também é conhecido pela sua alta toxicidade para organismos aquáticos não-alvo, embora neste estudo os valores de UT não indicarem uma toxicidade aguda. Contudo, a persistência de sua detecção nesses dois períodos avaliados em (A3) sugere que há uma fonte contínua de contaminação ou uma maior acumulação desse fungicida nesse local (Wang et al., 2021).

Para além disso, a soma das unidades tóxicas ($\sum$ TUs) torna mais evidente a carga tóxica total em cada um dos pontos. O ponto A1 apresentou durante o período chuvoso o maior valor de $\sum$ TUs (0,00326), superando os valores de A3 (0,00071 para ambos os períodos). Essa variação sazonal e espacial das $\sum$ TUs indica que o transporte e diluição é influenciado diretamente pelas condições hidrológicas do rio. Dessa forma o aumento da unidade tóxica em A1 durante o período de chuva pode ser atribuído ao escoamento superficial de áreas agrícolas adjacentes que arrastam os resíduos de pesticidas para o rio concentrando-o nesse ponto.

Em suma, a Tabela 4 apesar de não apontar para uma toxicidade aguda e generalizada, traz informações importantes a respeito de múltiplos pesticidas no ambiente aquático. A variação da carga tóxica entre os pontos e a persistência de pesticida entre as estações reforçam a necessidade de um monitoramento contínuo e a longo prazo e que considere os efeitos crônicos e cumulativo desses componentes.

A Tabela 5 a seguir apresenta os Valores de Ingestão Diária Crônica (IDC) referentes à exposição por ingestão de água e sedimentos contaminados por pesticidas:

Tabela 5 - Valores de Ingestão Diária Crônica (IDC) de água e sedimentos através das diferentes vias de exposição, para os diferentes pontos e período de coleta.

Ingestão Diária Crônica												
Período	Estiagem						Chuvoso					
Pontos	A1		A2		A3		A1		A2		A3	
	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança
Água (Ingestão)												
Carbendazim	<LD	<LD	<LD	<LD	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$	<LD	<LD	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$
Diuron	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$	$3,87 \times 10^{-5}$	$7,40 \times 10^{-5}$	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$
Simazina	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Tebuconazol	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$	<LD	<LD	<LD	<LD
Tiametoxan	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$	<LD	<LD	<LD	<LD
Trifloxistrobina	<LD	<LD	<LD	<LD	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$	<LD	<LD	<LD	<LD	$2,17 \times 10^{-5}$	$4,14 \times 10^{-5}$
Imidacloprido	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	$4,34 \times 10^{-5}$	$8,28 \times 10^{-5}$	<LD	<LD	<LD	<LD
Água (Banho)												
Carbendazim	<LD	<LD	<LD	<LD	$1,90 \times 10^{-15}$	$6,67 \times 10^{-15}$	$1,90 \times 10^{-15}$	$6,67 \times 10^{-15}$	<LD	<LD	$1,90 \times 10^{-15}$	$6,67 \times 10^{-15}$
Diuron	$1,90 \times 10^{-15}$	$6,67 \times 10^{-15}$	$1,90 \times 10^{-15}$	$6,67 \times 10^{-15}$	$3,40 \times 10^{-15}$	$1,19 \times 10^{-14}$	$1,90 \times 10^{-15}$	$6,67 \times 10^{-15}$	$1,90 \times 10^{-15}$	$6,67 \times 10^{-15}$	$1,90 \times 10^{-15}$	$6,67 \times 10^{-15}$

Simazina	1,90x10⁻¹⁵	6,67x10⁻¹⁵	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Tebuconazol	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,90x10⁻¹⁵	6,67x10⁻¹⁵	<LD	<LD	<LD	<LD
Tiametoxan	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,90x10⁻¹⁵	6,67x10⁻¹⁵	<LD	<LD	<LD	<LD
Trifloxistrobina	<LD	<LD	<LD	<LD	1,90x10⁻¹⁵	6,67x10⁻¹⁵	<LD	<LD	<LD	<LD	1,90x10⁻¹⁵	6,67x10⁻¹⁵
Imidacloprido	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	3,81x10⁻¹⁵	1,33x10⁻¹⁴	<LD	<LD	<LD	<LD
Sedimentos (Ingestão)												
Diuron	3,52x10⁻¹⁵	2,96x10⁻¹³	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Sedimentos (Inalação)												
Diuron	6,22x10⁻¹⁷	1,90x10⁻¹⁶	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Sedimentos (Absorção Dérmica)												
Diuron	2,26x10⁻¹²	4,48x10⁻¹²	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD

LD: Limite de Detecção

Por meio da tabela 5 se torna evidente que os valores de Ingestão Diária Crônica (IDC) são em geral significativamente maiores na ingestão da água se comparado com as outras vias (Banho ou contato com os sedimentos). Esses dados apontam a água como principal rota de exposição crônica a pesticidas para a população. Estudos brasileiros abordam essa preocupação, indicando que a contaminação da água por agrotóxicos é um problema relevante pois afeta diretamente a saúde da população (LOPES; ALBUQUERQUE, 2018).

Há uma consistência nos dados apontando que os valores de IDC para as crianças são os mais elevados comparando com aqueles obtidos para os adultos. Essa maior exposição relativa se deve à menor massa corporal das crianças e à maior ingestão e alimentos por quilograma de peso. Na dissertação de Moraes (2023), é destacado que as crianças são expostas aos agrotóxicos principalmente por vias ambientais, como a água e a ingestão de alimentos contaminados. Esse risco é agravado pelo comportamento infantil, como o hábito de levar as mãos e objetos à boca, o que aumenta a probabilidade de ingestão de substâncias tóxicas. Além disso, devido ao sistema imunológico ainda imaturo, as crianças são biologicamente mais vulneráveis, podendo sofrer efeitos neurológicos, imunológicos e hormonais a longo prazo.

O Diuron aparece em várias vias de exposição indicando uma contaminação difusa uma vez que compostos contendo esse agrotóxico são aplicados em culturas de grande escala como soja, milho e cana-de-açúcar sendo estas culturas amplamente desenvolvidas no Brasil. A Trifloxistrobina foi identificada de maneira mais pontual, mas que igualmente contribui para esse índice que se deve ao uso intensivo de agrotóxicos na agricultura brasileira (CATÃO et al. 2023).

Apesar da baixa concentração há que se observar que existem múltiplos agrotóxicos o que levanta a possibilidade de efeitos sinérgicos e aditivos entre eles, um comparativo mais robusto e detalhado só poderá ser elaborado a partir de um monitoramento ambiental contínuo e abrangente da região.

A tabela 6 apresenta os dados da Avaliação de Risco Não-Cancerígeno por meio do Quociente de Risco (QRc) e do Índice de Risco (IR). Esses indicadores foram calculados considerando diferentes vias de exposição à água e aos sedimentos contaminados, em variados pontos e períodos de coleta, permitindo estimar os potenciais riscos à saúde humana associados a essas contaminações:

Tabela 6 - Avaliação de Risco Não-Cancerígeno (Quociente de Risco - QRc e Índice de Risco - IR) através da água e sedimentos contaminados com pesticidas, através das diferentes vias de exposição, para os diferentes pontos e período de coleta.

Quociente de Risco (QRc)												
Período	Estiagem						Chuvoso					
Pontos	A1		A2		A3		A1		A2		A3	
	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança
Água (Ingestão)												
Carbendazim	<LD	<LD	<LD	<LD	$1,08 \times 10^{-03}$	$2,07 \times 10^{-03}$	$1,08 \times 10^{-03}$	$2,07 \times 10^{-03}$	<LD	<LD	$1,08 \times 10^{-03}$	$2,07 \times 10^{-03}$
Diuron	$1,36 \times 10^{-03}$	$2,59 \times 10^{-03}$	$1,36 \times 10^{-03}$	$2,59 \times 10^{-03}$	$2,42 \times 10^{-03}$	$4,62 \times 10^{-03}$	$1,36 \times 10^{-03}$	$2,59 \times 10^{-03}$	$1,36 \times 10^{-03}$	$2,59 \times 10^{-03}$	$1,36 \times 10^{-03}$	$2,59 \times 10^{-03}$
Simazina	$4,34 \times 10^{-03}$	$8,28 \times 10^{-03}$	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Tebuconazol	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	$7,23 \times 10^{-04}$	$1,38 \times 10^{-03}$	<LD	<LD	<LD	<LD
Tiametoxan	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	$4,34 \times 10^{-06}$	$8,28 \times 10^{-06}$	<LD	<LD	<LD	<LD
Trifloxistrobina	<LD	<LD	<LD	<LD	$8,68 \times 10^{-06}$	$1,66 \times 10^{-05}$	<LD	<LD	<LD	<LD	$8,68 \times 10^{-06}$	$1,66 \times 10^{-05}$
Imidacloprido	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	$5,42 \times 10^{-04}$	$1,04 \times 10^{-03}$	<LD	<LD	<LD	<LD
IR	$5,70 \times 10^{-03}$	$1,09 \times 10^{-02}$	$1,36 \times 10^{-03}$	$2,59 \times 10^{-03}$	$3,52 \times 10^{-03}$	$6,71 \times 10^{-03}$	$3,71 \times 10^{-03}$	$7,08 \times 10^{-03}$	$1,36 \times 10^{-03}$	$2,59 \times 10^{-03}$	$2,45 \times 10^{-03}$	$4,68 \times 10^{-03}$

[illegible]

Por meio dos valores apresentados na tabela 6 é possível identificar que os valores de QRc e IR são significativamente inferiores a 1 (sendo muitos deles na ordem de 10^{-3} a 10^{-17}). Garantindo assim a afirmação de que o risco não-cancerígeno agudo para a saúde humana é baixo. No entanto, a presença contínua desses pesticidas ainda que em baixas concentrações no ambiente, exige uma vigilância uma vez que a exposição crônica pode levar a efeitos adversos no futuro tanto na saúde da população quanto no equilíbrio do ecossistema (RIGOTTO et al. 2011).

A análise do Quociente de Risco (QRc) traz em valores quantitativos o que foi detectado dos diversos agrotóxicos e os maiores valores surgiram durante o período chuvoso. É possível observar que em alguns casos os níveis foram abaixo do limite de detecção (<LD) ainda há a possibilidade de bioacumulação desses produtos nas cadeias tróficas. A presença desses resíduos em sedimentos indica que há uma persistência prolongada no ambiente, provocando assim uma degradação do solo e da cadeia alimentar aquática corroborando assim com a necessidade da implementação de medidas para contornar essa situação que afeta a saúde humana, ameaça a integridade dos ecossistemas locais e a sustentabilidade da produção agrícola (BURALLI et al. 2021).

5.3 Impactos ecológicos potenciais

5.3.1 Diversidade de pesticidas e exposição ambiental

Foram detectados diversos princípios ativos que pertencem a diferentes classes químicas (estrobilurínicos, triazóis, benzimidazóis e feniluréias) de modo que cada uma delas possuem propriedades físico-químicas específicas que influenciam diretamente fatores como mobilidade, persistência e a toxicidade no ambiente. De acordo com Lima et al. (2023), compreender essa grande variedade de classes químicas é essencial para entender a capacidade de bioacumulação e os efeitos nos organismos não-alvo.

A variedade de compostos químicos em um mesmo sistema hídrico pode favorecer a ocorrência de sinergias tóxicas que podem não ser detectadas por meio de análises isoladas dos compostos como foi o caso para os dados obtidos. Conforme apontado por Lima et al. (2023) os organofosforados e carbamatos são absorvidos de maneira rápida pelos organismos, ao passo em que os piretídeos e estrobilurínicos tem a tendência de se acumular nos tecidos, isso reforça a importância de uma análise integrada de risco.

5.3.2 Persistência em sedimentos e riscos aos organismos bentônicos

A tabela 7 a seguir apresenta os valores tabelados para o Log Kow que representa um coeficiente de partição octanol/água (K_{ow}), ele demonstra a afinidade relativa que uma determinada substância entre as fases lipofílica (também chamada de n-octanol) e hidrofílica (que seria a água). Esse coeficiente pode ser utilizado para estimar a hidrofobicidade e prever o comportamento de compostos orgânicos no ambiente como o seu potencial de bioacumulação e persistência.

Tabela 7: Valores de log K_{ow} dos pesticidas detectados na bacia do rio Parnaíba

Pesticida	Log K_{ow}	Fonte
Carbendazim	1,48	HSDB / Hansch & Leo (1995)
Diuron	2,68	Pesticide Properties Database (PPDB)
Simazina	2,18	HSDB / PubChem
Tebuconazol	3,7	PPDB / Hansch & Leo (1995)
Tiametoxam	-0,13	PubChem / e-Pesticide Manual
Trifloxistrobina	4,5	PPDB / e-Pesticide Manual
Imidacloprido	0,57	PubChem / PPDB

A detecção da trifloxistrobina nos sedimentos do ponto A3, sugere que essas substâncias tenham elevada persistência ambiental o que é também apontado pelo coeficiente de log kow que para essa substância foi de 4,5 caracterizando-a como muito lipofílica e com potencial de bioacumulação muito alto.

De acordo com Wang et al. (2021), o elevado coeficiente octanol-água (log kow), favorece a retenção desse produto em ambientes bentônicos, isto é, no fundo de corpos hídricos. Essa propriedade torna esse estrobilurínico disponível por longos períodos no sedimento, podendo dessa forma atuar como uma fonte contínua de exposição para os organismos que vivem nesse ambiente mesmo quando a aplicação em campo é cessada.

5.3.3 Efeitos de herbicidas sobre a base de cadeia trófica

Os herbicidas detectados neste estudo, como Diuron e Simazina, exercem papel central na desestruturação da base da cadeia trófica aquática ao interferirem diretamente no processo de fotossíntese de algas e macrófitas. A Tabela 4 evidencia a presença de Simazina em A1 (estiagem), com $UT = 0,00016$, enquanto o Diuron foi detectado em praticamente todos os pontos e sazonalidades com UTs variando entre $2,09 \times 10^{-6}$ e $3,73 \times 10^{-6}$. Apesar dos valores de UT indicarem baixo risco agudo, a persistência e recorrência desses compostos são preocupantes.

A Tabela 5 complementa esse quadro, apresentando valores de IDC para o Diuron superiores a $2,17 \times 10^{-5}$ mg/kg/dia, especialmente em crianças. Essa exposição contínua, ainda que em baixos níveis, pode inibir significativamente a produtividade primária dos ecossistemas lóticos. Conforme apontado por Cabrera et al. (2008), concentrações na ordem de $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ desses herbicidas já comprometem a biomassa autotrófica. A redução da produção primária implica menor disponibilidade de oxigênio dissolvido e alimento para os níveis superiores da cadeia alimentar, afetando desde o zooplâncton até peixes e macroinvertebrados.

5.3.4 Neurotoxicidade e perda de biodiversidade em insetos aquáticos

A detecção de Imidacloprido, um neonicotinóide altamente neurotóxico, destaca-se no ponto A1 durante o período chuvoso, com $UT = 3,37 \times 10^{-7}$ e $IDC = 4,34 \times 10^{-5}$ mg/kg/dia (Tabela 4 e Tabela 5). Embora os valores estejam abaixo dos limites de toxicidade aguda, a literatura demonstra que mesmo concentrações subletais de Imidacloprido provocam alterações significativas em insetos aquáticos sensíveis, como efemerópteros, plecópteros e tricópteros. Ribeiro e Américo-Pinheiro (2018) elucidam que essas alterações incluem comprometimento neurológico, redução da mobilidade, da alimentação e do sucesso reprodutivo.

A consequência ecológica é a substituição de espécies sensíveis por espécies tolerantes, alterando a composição funcional das comunidades aquáticas. A Tabela 6 reforça essa preocupação ao apresentar QRc para o Imidacloprido de até $1,04 \times 10^{-3}$ em crianças. Isso indica risco potencial de bioacumulação e efeitos cumulativos ao longo do tempo, com impacto sobre os serviços ecossistêmicos prestados por esses organismos, como oxigenação do sedimento e controle de outras populações biológicas.

5.3.5 Influência da sazonalidade no impulso de contaminação

A análise temporal revelou padrões claros relacionados à sazonalidade. Conforme demonstrado na Tabela 4, a soma das Unidades Tóxicas ($\sum UTs$) foi mais elevada durante o período chuvoso, especialmente no ponto A1, com valor de 0,00326, em contraste com 0,00016 na estiagem. Essa variação também é perceptível nos valores de IDC e QRc (Tabelas 5 e 6), que foram consistentemente maiores nas amostras do período úmido, particularmente em crianças.

Esses dados confirmam que o período de chuvas atua como vetor de transporte de pesticidas, favorecendo o escoamento superficial agrícola que carrega resíduos diretamente aos corpos hídricos. Esse fenômeno é compatível com as observações de Andrade et al. (2011), que associam os picos de contaminação às primeiras precipitações após a aplicação dos produtos. Portanto, a sazonalidade deve ser considerada um fator chave na formulação de estratégias de monitoramento e mitigação da poluição difusa por pesticidas.

5.3.6 Efeitos subletais e comprometimento da integridade ecológica

Ainda que os valores de UTs e QRc permaneçam abaixo dos níveis críticos de toxicidade aguda, os efeitos subletais associados à exposição crônica não podem ser desconsiderados. A presença recorrente de compostos como Tebuconazol ($UT = 0,0032$ em A1/chuvoso) e Trifloxistrobina ($UT = 0,00064$ em A3 em ambas as sazonalidades) indica a permanência desses pesticidas no ambiente. A Tabela 7 reforça o potencial bioacumulativo dessas substâncias, apresentando $\log K_{ow}$ de 3,7 para o Tebuconazol e 4,5 para a Trifloxistrobina, valores que se enquadram nas categorias “alto” e “muito alto” potencial de bioacumulação, respectivamente.

De acordo com Américo et al. (2015), essas substâncias podem afetar processos bioquímicos, celulares e comportamentais sem provocar mortalidade imediata, comprometendo a capacidade de sobrevivência e reprodução dos organismos. A Tabela 6 complementa esse cenário ao apontar valores não nulos de QRc para essas substâncias, principalmente em crianças. Essa constatação reforça a necessidade de considerar os efeitos acumulativos, mesmo em concentrações aparentemente inofensivas, e aponta para o risco de erosão progressiva da integridade ecológica dos ambientes aquáticos da bacia do Parnaíba.

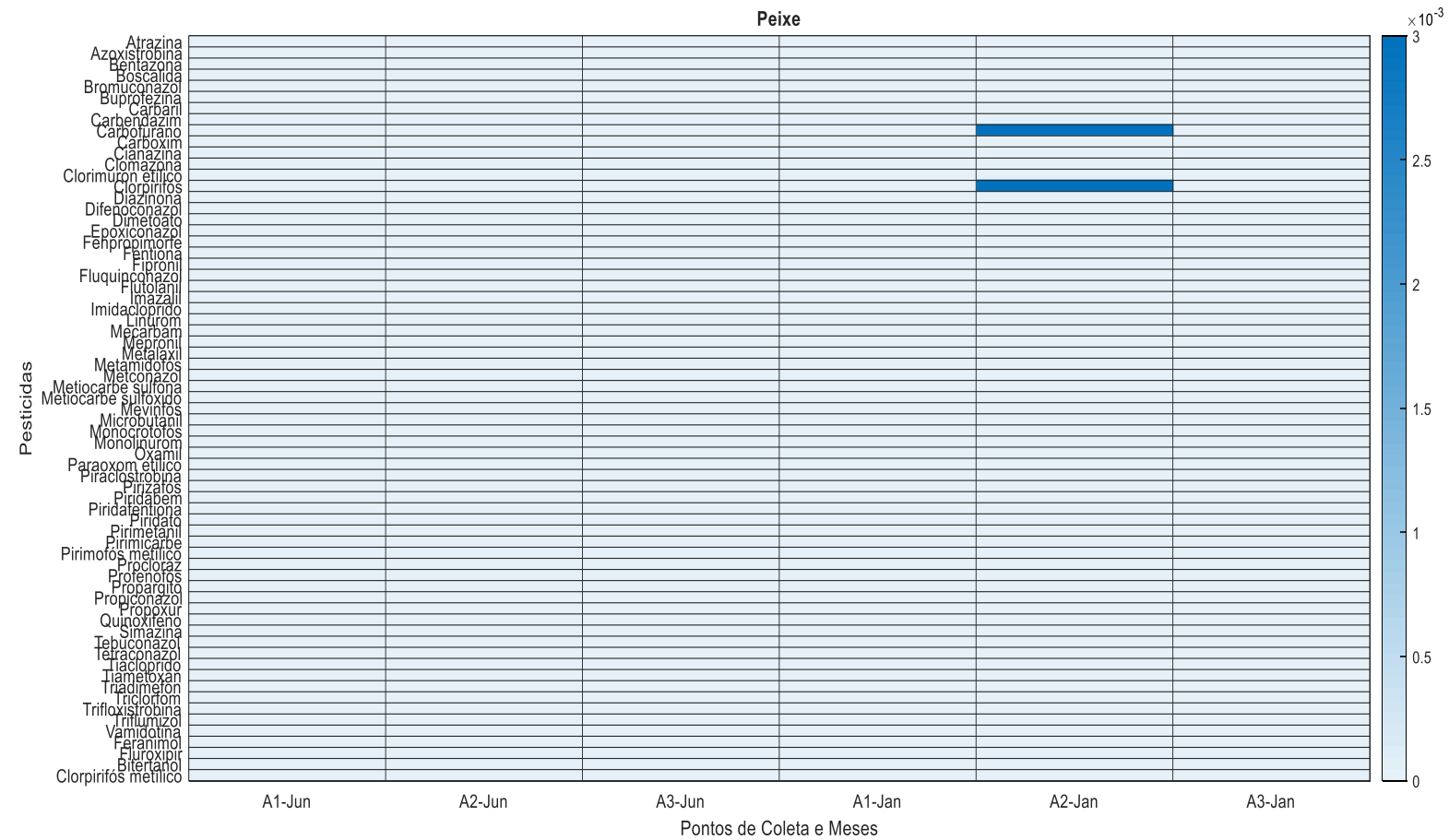
5.3.7 Resíduos de pesticidas nos tecidos de *Pimelodus* sp.

A análise cromatográfica dos tecidos de *Pimelodus* sp. revelou a presença de dois princípios ativos: Carbofurano e Clorpirifós. Ambos os compostos são amplamente utilizados na agricultura brasileira e conhecidos por sua toxicidade a organismos aquáticos.

Os resíduos foram identificados em diferentes tecidos analisados (músculo, fígado, rim, brânquias e gônadas), com variação na distribuição e concentração. Os maiores níveis de Carbofurano foram detectados no fígado e nos rins, o que é coerente com a função excretora desses órgãos e sua elevada capacidade de acumulação. Já o Clorpirifós apresentou maior concentração nas brânquias e músculos, sugerindo absorção direta pela água e possível bioacumulação.

A Figura 3 apresenta a distribuição dos resíduos de pesticidas entre os órgãos dos exemplares analisados, coletados nos três pontos ao longo do rio Parnaíba, durante os períodos seco e chuvoso.

Figura 3: Concentração de Carbofurano e Clorpirifós nos órgãos de *Pimelodus* sp. coletados em pontos da bacia do rio Parnaíba



Fonte: ROSA (2023).

Mesmo com concentrações relativamente baixas, os achados apontam para uma exposição crônica dos organismos, com potenciais implicações ecológicas e de saúde pública, considerando o consumo da espécie pela população local. Os níveis detectados, no entanto, permaneceram abaixo dos Valores Limites Aceitáveis (VLA) estabelecidos pela literatura nacional e internacional.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em conclusão, este estudo identificou a presença de múltiplos pesticidas no rio Parnaíba, incluindo Diurom, Tebuconazol e Trifloxistrobina, os quais apresentam potencial para efeitos acumulativos em organismos aquáticos, mesmo quando encontrados em concentrações abaixo dos limites legais. Observou-se que o ponto A1 apresentou os maiores níveis de contaminação, refletindo a intensidade das atividades agrícolas nas proximidades. Além disso, a sazonalidade mostrou influenciar significativamente a concentração de pesticidas, com maiores valores na água durante o período de chuvas e nos sedimentos durante a seca.

Um aspecto preocupante revelado por este estudo é que crianças estão expostas a níveis de pesticidas 1.9 vezes maiores do que adultos, indicando a necessidade urgente de medidas de proteção específicas para este grupo vulnerável. Os bioindicadores aquáticos demonstraram alta sensibilidade aos pesticidas, com efeitos em cascata observados na cadeia alimentar. Peixes como o mandi, por exemplo, bioacumulam pesticidas, representando um risco ecológico e de exposição humana através do consumo, especialmente para comunidades ribeirinhas.

Diante desses resultados, torna-se evidente a necessidade de um programa de monitoramento ambiental contínuo e integrado, que inclua análises periódicas da água, sedimentos e biota. Intensificar as ações de fiscalização, aliadas a medidas mitigadoras em áreas críticas, são essenciais para reduzir os impactos ambientais e proteger a saúde da população local. Além disso, é crucial reforçar a atuação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba (CBH Parnaíba) para garantir o suporte técnico e institucional necessário. Estudos futuros devem considerar a ampliação dos pontos de coleta e a análise dos efeitos combinados entre os compostos detectados, a fim de fornecer uma avaliação mais abrangente dos riscos associados ao uso de agrotóxicos.

REFERÊNCIAS

AERU – Pesticide Properties Database. Log P (Kow) descriptors for environmental behavior. University of Hertfordshire, 2024. Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>. Acesso em: 25 jun. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/aguas-no-brasil/sistema-de-gerenciamento-de-recursos-hidricos/cbh-parnaiba>. Publicado em: 5 abr. 2018a. Acesso em: 11 maio 2025.

ANA. Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2018: informe anual. Brasília: ANA, 2018b.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Região Hidrográfica Parnaíba. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/regioes-hidrograficas/regiao-hidrografica-parnaiba>. 2020. Acesso em: 07 maio 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. Região Hidrográfica Parnaíba. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/regioes-hidrograficas/regiao-hidrografica-parnaiba>. Acesso em: 18 jul. 2025.

AGUIAR, M. S.; DE PAULA, R. C.; MENEZES, F. C. Fatores físico-químicos de compostos orgânicos e sua influência no comportamento ambiental. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, Santa Maria, v. 21, n. 21, p. 1480–1493, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2236117030586>. Acesso em: 25 jun. 2025.

ALHO, C. J. R. Bioindicadores ambientais de contaminação por agrotóxicos: uma abordagem ecotoxicológica. *Oecologia Australis*, v. 24, n. 2, p. 1-15, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.01>. Acesso em: 16 jul. 2025.

ALTRAN, R.; CARVALHO, F. K. de; ALMEIDA, R. M. de; DORES, E. F. G. de C.; LOURENCETTI, C. Resíduos de pesticidas em solo e sedimento de fundo em área de nascente do Rio São Lourenço, Mato Grosso. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA*, 49., 2009, Fortaleza. Anais [...]. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Química, 2009. Disponível em: <https://www.abq.org.br/cbq/2009/trabalhos/5/5-433-6493.htm>. Acesso em: 18 jul. 2025.

AMÉRICO, Juliana Heloisa Pinê; MANOEL, Letícia de Oliveira; TORRES, Nadia Hortense; FERREIRA, Luiz Fernando Romanholo. O uso de agrotóxicos e os impactos nos ecossistemas aquáticos. *Revista Científica ANAP Brasil*, v. 8, n. 13, 2015. ISSN 1904-3240. Disponível em: <https://www.academia.edu/66628577>. Acesso em: 12 maio 2025.

ANDRADE, André Santana et al. Análise de risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em municípios do Alto Paranaíba - MG. *Química Nova*, v. 34, n. 7, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/N6sq3VSQc8SZsnGFQ4HZv6v/>. Acesso em: 19 maio 2025.

ARAÚJO, Esmeralda Pereira de. Agrotóxicos em águas doces superficiais: contexto global, avaliação crítica da legislação brasileira e estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Rio Preto - DF. 2023. 258 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) — Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília, Planaltina, 2023. Disponível em: <http://repositorio.unb.br/handle/10482/47157>. Acesso em: 18 jul. 2025.

ARIAS, Ana Rosa Linde et al. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 12, n. 1, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csc/a/s7ghXwVLFHTGztkg3GBt4Lz/>. Acesso em: 12 maio 2025.

BOMBARDI, Larissa. Brasil – Um mercado rentável. Heinrich Böll Stiftung, Rio de Janeiro, 18 dez. 2023. Disponível em: <https://br.boell.org/pt-br/2023/12/18/um-mercado-rentavel>. Acesso em: 18 jul. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde e Ambiente. Diretrizes para o monitoramento de agrotóxicos em água para consumo humano. Brasília: Ministério da Saúde, 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/saude/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/svsa/agrotoxicos/diretrizes-para-o-monitoramento-de-agrotoxicos-em-agua-para-consumo-humano>. Acesso em: 16 jul. 2025.

BURALLI, Rafael Junqueira et al. Conhecimentos, atitudes e práticas de agricultores familiares brasileiros sobre a exposição aos agrotóxicos. *Saúde e Sociedade*, São Paulo, v. 30, n. 4, e210103, 2021. Disponível em: <https://www.scielo.org/article/sausoc/2021.v30n4/e210103/>. Acesso em: 25 jun. 2025.

BURSZTEJN, Sara; BENETTI, Antônio Domingues. Monitoramento de agrotóxicos em sistemas de abastecimento de água: Uma análise comparada entre a Portaria n.º 888/2021 e as Diretivas Internacionais. *Águas Subterrâneas*, Porto Alegre, v. 37, n. 3, 2023. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/30220>. Acesso em: 15 maio 2025.

CABRERA, Liziara; COSTA, Fabiane Pinho; PRIMEL, Ednei Gilberto. Estimativa de risco de contaminação das águas por pesticidas na região sul do estado do RS. *Química Nova*, v. 31, n. 8, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/mqV9nR5wk6bwynWS4R8jRrg/>. Acesso em: 07 maio 2025.

CATÃO, Pyetra Basile; ASSUNÇÃO, Taciane de Oliveira Gomes de; PEREIRA, Renata de Oliveira. Estudo do potencial carcinogênico dos agrotóxicos comercializados e autorizados para uso no Brasil. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 32., 2023, Curitiba. Anais [...]. Rio de Janeiro: ABES, 2023. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/373710532>. Acesso em: 25 jun. 2025.

CAVALCANTE, Rivelino. Estudo revela contaminação por agrotóxicos no delta do Parnaíba. *Blog do Pessoa*, 29 set. 2024. Disponível em: <https://carlsonpessoa.blogspot.com/2024/09/estudo-revela-contaminacao-por.html>. Acesso em: 07 maio 2025.

CBH PARNAÍBA. Presidente da República cria Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba. Disponível em: <https://parnaiba.cbh.gov.br/presidente-da-republica-cria-comite-da-bacia-hidrografica-do-rio-parnaiba/>. Acesso em: 25 maio 2025.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Agrotóxicos – Mortandade de Peixes. 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/contaminantes/agrotoxicos/>. Acesso em: 25 maio 2025.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARNAÍBA – CBH PARNAÍBA. Disponibilidade hídrica e usos da água na bacia. Disponível em: <https://parnaiba.cbh.gov.br>. Acesso em: 18 jul. 2025.

COSTA, Carla R. et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, Campinas, v. 31, n. 7, p. 1809–1824, 2008. DOI: 10.1590/S0100-40422008000700038.

EMBRAPA. Cientistas usam organismos aquáticos para estabelecer níveis seguros de agroquímicos. Portal Embrapa, 2020. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-noticias/-/noticia/55246758/cientistas-usam-organismos-aquaticos-para-estabelecer-niveis-seguros-de-agroquimicos>. Acesso em: 27 maio 2025.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de procedimentos de amostragem de solo e água para análise de resíduos de agrotóxicos. 1. ed. Brasília: Embrapa, 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/>. Acesso em: 16 jul. 2025.

EMBRAPA MEIO NORTE. Caracterização, classificação e mapeamento dos solos da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba. Teresina, 2025. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1176650>. Acesso em: 18 jul. 2025.

FAKTOR, Ilse et al. Persistent organic pollutants and bioavailability in riverine sediments. *Environmental Toxicology*, v. 37, n. 4, p. 344–352, 2022.

GENEVA ENVIRONMENT NETWORK. One Health and the Role of Geneva. Disponível em: <https://www.genevaenvironmentnetwork.org/resources/updates/one-health/>. Publicado em: 16 abr. 2025. Acesso em: 18 maio 2025.

GOULSON, Dave; NICHOLLS, Emma; BOTÍAS, Cristina; RIDLEY, Jack. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, v. 347, n. 6229, art. 1255957, 2015.

GUITARRARA, Paloma. Rio Parnaíba: onde fica, mapa, características. Brasil Escola. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/brasil/rio-parnaiba.htm>. 2023. Acesso em: 18 maio 2025.

HANSCH, C.; LEO, A.; HOEKMAN, D. Exploring QSAR: Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Washington, DC: American Chemical Society, 1995.

JORNAL PPC. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba. Disponível em: <https://journalppc.com/RPPC/index>. Acesso em: 18 jul. 2025.

LIMA, D. C. et al. Classificação química dos agrotóxicos: uma revisão sobre os principais grupos. *Revista Publicar*, v. 12, n. 3, 2023. Disponível em: <https://editorapublicar.com.br/ojs/index.php/publicacoes/article/view/528/263>. Acesso em: 19 maio 2025.

LOPES, Carla Vanessa Alves; ALBUQUERQUE, Guilherme Souza Cavalcanti de. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. *Saúde em Debate*, v. 42, n. 117, p. 117–140, abr.-jun. 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sdeb/a/bGBYZvVVKMrV4yzqfwwKtP/>. Acesso em: 19 maio 2025.

MACKAY, D. et al. Octanol-Water Partition Coefficient as a Descriptor of Bioaccumulation Potential for Organic Chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 20, n. 7, p. 1504–1512, 2001. DOI: 10.1002/etc.5620200712.

MONTONE, Rosalinda C. Bioacumulação e Biomagnificação. Instituto Oceanográfico da USP, São Paulo, 2025. Disponível em: <https://www.io.usp.br/index.php/.../811-bioacumulacao-e-biomagnificacao.html>. Acesso em: 11 maio 2025.

MORAES, Glaucia Carvalho. Exposição de crianças aos agrotóxicos no Brasil: revisão de escopo. 2023. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva) – Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2023. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/5/5137/tde-27022024-161659/pt-br.php>. Acesso em: 25 jun. 2025.

MORORÓ, Arquimedes Parente Paiva et al. Influência dos fenômenos meteorológicos El Niño e La Niña na precipitação da bacia do rio Parnaíba e seu impacto na geração de energia elétrica na Usina Hidrelétrica de Boa Esperança. *Revista Políticas Públicas & Cidades*, v. 13, n. 2, e1190, 2024. Disponível em: <https://journalppc.com/RPPC/article/view/1190>. Acesso em: 18 jul. 2025.

NATIONAL CENTER FOR BIOTECHNOLOGY INFORMATION. PubChem Compound Summary. Bethesda, MD: U.S. National Library of Medicine, 2025. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>. Acesso em: 26 jun. 2025.

OITICICA, Daniel; MAIA, Michel. Estudo inédito confirma contaminação de peixes e moluscos no delta do Parnaíba. *O Povo*, 25 set. 2024. Disponível em: <https://www.opovo.com.br/noticias/ceara/2024/09/25/estudo-inedito-confirma->

[contaminacao-de-peixes-e-moluscos-no-delta-do-parnaiba.html](#). Acesso em: 07 maio 2025.

PAGLIARINI, Leandro; OLIVEIRA, Eliane; ESPÍNDOLA, Elaine. Ecological Risk Assessment: application for evaluation of impacts on natural aquatic ecosystems. *Ambiente & Sociedade*, v. 22, 2019.

PORTARIA GM/MS n.º 888, de 4 de maio de 2021. Brasília: Ministério da Saúde, 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/portaria-n-888-de-4-de-maio-de-2021-312171548>. Acesso em: 11 maio 2025.

POSSAVATZ, J. et al. Resíduos de pesticidas em sedimento na bacia hidrográfica do rio Cuiabá, no estado de Mato Grosso. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA*, 52., 2012, Fortaleza. Anais [...]. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Química, 2012. Disponível em: <https://www.abq.org.br/cbq/2012/trabalhos/4/837-12766.html>. Acesso em: 24 maio 2025.

RAGASSI, Bruna; AMÉRICO-PINHEIRO, Juliana Heloisa Pinê; SILVA JUNIOR, Osmar Pereira da. Ecotoxicidade de agrotóxicos para algas de água doce. *Revista Científica ANAP Brasil*, São Paulo, v. 10, n. 19, 2017. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/anap_brasil/article/view/1649. Acesso em: 18 jul. 2025.

RESOLUÇÃO CONAMA n.º 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais. *Diário Oficial da União*, 21 mar. 2005.

RESOLUÇÃO CONAMA n.º 420, de 28 de dezembro de 2009. Estabelece critérios e valores orientadores para qualidade do solo. *Diário Oficial da União*, 29 dez. 2009.

RIBEIRO, Natasha Ulhiana Ferreira; AMÉRICO-PINHEIRO, Juliana Heloisa Pinê. Peixes como bioindicadores de agrotóxicos em ambientes aquáticos. *Revista Científica ANAP Brasil*, v. 11, n. 22, 2018. ISSN 1984-3240. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/anap_brasil/article/download/1859/1771/3796. Acesso em: 12 maio 2025.

RODRIGUES, Tainá. Como a pulverização de pesticidas prejudica a saúde de pessoas no interior do Ceará. *Galileu*, 30 abr. 2025. Disponível em: <https://revistagalileu.globo.com/saude/noticia/2025/04/como-a-pulverizacao-de->

[pesticidas-prejudica-a-saude-de-pessoas-no-interior-do-ceara.ghtml](#). Acesso em: 07 maio 2025.

SCORZA JÚNIOR, Rômulo Penna; NÉVOLA, Filipe Areias; AYELO, Vinícius Sanches. ACHA: avaliação da contaminação hídrica por agrotóxico. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2010. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, ISSN 1679-0456; 58). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/880316/1/BP201058.pdf>. Acesso em: 12 maio 2025.

SENADO FEDERAL. Sancionada nova Lei dos Agrotóxicos com vetos. Brasília: Senado Federal, 2023. Disponível em: <https://www12.senado.leg.br/noticias/materias/2023/09/04/sancionada-nova-lei-dos-agrotoxicos-com-vetos>. Acesso em: 15 maio 2025.

SILVA, C. I.; RIBEIRO, K. da S. O impacto do uso de pesticidas nos recursos hídricos: uma revisão sistemática. Revista de Gestão e Secretariado, [S. l.], v. 15, n. 11, p. e4220, 2024. DOI: 10.7769/gesec.v15i11.4220. Disponível em: <https://ojs.revistagesec.org.br/secretariado/article/view/4220>. Acesso em: 14 jul. 2025.

SILVA, João et al. Determinação de agrotóxicos na água e sedimentos por HPLC-HRMS e sua relação com o uso e ocupação do solo. Química Nova, São Paulo, v. 40, n. 2, fev. 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/WTmM4CrmXh8hFjMfCWqL4vj/>. Acesso em: 15 maio 2025.

SPADOTTO, Claudio A. et al. Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 29 p. (Documentos, 42).

TAY, David S.; O'CARROLL, Daniel M.; HAWKES, Hannah A. Impact of pesticide mixtures on soil macrofauna diversity. Soil Biology & Biochemistry, v. 160, art. 108375, 2021.

TOMLIN, C. D. S. (Ed.). The e-Pesticide Manual. 17. ed. Alton, UK: BCPC Publications, 2015.

UMBUZEIRO, Gisely B. et al. Critérios de qualidade de água para consumo humano: portaria 888/2021 e Resoluções CONAMA. Revista Ambiente, São Paulo, v. 1, p. 4–11, 2022.

UNITED STATES. National Library of Medicine. Hazardous Substances Data Bank (HSDB). Bethesda, MD: National Institutes of Health. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>. Acesso em: 26 jun. 2025.

UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE. Pesticide Properties Database (PPDB). Hatfield, UK: Agriculture and Environment Research Unit (AERU), 2025. Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb>. Acesso em: 26 jun. 2025.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Bioaccumulation Testing and Interpretation for the Purpose of Sediment Quality Assessment. EPA-823-R-00-002, 2000.

VIEIRA, L. M.; GALDINO, S.; PADOVANI, C. R. Utilização de pesticidas na agropecuária dos municípios da Bacia do Alto Taquari de 1988 a 1996 e risco de contaminação do Pantanal, MS, Brasil. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2001. 53 p. (Circular Técnica, n. 27). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/806086/1/CT27.pdf>. Acesso em: 11 maio 2025.

WANG, Xiaohong et al. A comprehensive review of strobilurin fungicide toxicity in aquatic species: Emphasis on mode of action from the zebrafish model. Environmental Pollution, v. 275, p. 116671, 2021. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33582629/>. Acesso em: 23 jun. 2025.

XU, Ming et al. Ecological risk assessment of pesticide mixtures in aquatic environments: methods and applications. Environmental Research, v. 215, Art. 114017, 2023.