

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

SAMARA JESSE SILVA PONTES

**RISCO ECOLÓGICO E CONTAMINAÇÃO POR PESTICIDAS
ORGANOCLORADOS EM SEDIMENTOS DO LAGO DO PARQUE BOA VISTA,
FRANCISCO BELTRÃO – PR**

FRANCISCO BELTRÃO

2026

SAMARA JESSE SILVA PONTES

**RISCO ECOLÓGICO E CONTAMINAÇÃO POR PESTICIDAS ORGANOCLORADOS
EM SEDIMENTOS DO LAGO DO PARQUE BOA VISTA, FRANCISCO BELTRÃO
– PR**

**Ecological Risk and Contamination by Organochlorine Pesticides in Sediments
from the Lake of Boa Vista Park, Francisco Beltrão, Paraná, Brazil**

Trabalho de conclusão de curso de graduação
apresentado como requisito para obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR).

Orientador(a): Prof. Dr. Adir Silvério Cembranel.

Coorientador(a): Prof. Dra. Silvane Morés.

FRANCISCO BELTRÃO

2026



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Esta licença permite compartilhamento, remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

SAMARA JESSE SILVA PONTES

**RISCO ECOLÓGICO E CONTAMINAÇÃO POR PESTICIDAS
ORGANOCLORADOS EM SEDIMENTOS DO LAGO DO PARQUE BOA VISTA,
FRANCISCO BELTRÃO – PR**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação
apresentado como requisito para obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR).

Data de defesa: 24 de junho de 2026

Adir Silvério Cembranel
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Fernando César Manosso
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Silvane Morés
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

FRANCISCO BELTRÃO

2026

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me conceder força, sabedoria em cada etapa dessa jornada acadêmica. Sem Sua presença em minha vida, nada disso seria possível.

Em especial, com o coração cheio de saudade e gratidão, dedico este trabalho ao meu pai, que mesmo não estando mais fisicamente presente, continua sendo uma fonte de inspiração em minha vida. A ele, minha eterna admiração e todo o meu amor.

Aos meus amigos Alessandro, Yumi e Maria, e aos demais, minha eterna gratidão por tornarem esta jornada acadêmica mais leve, divertida e cheia de significado. Com cada conversa, apoio e risada compartilhada, vocês transformaram os momentos difíceis em lembranças especiais. Obrigada por caminharem ao meu lado e por acreditarem em mim mesmo nos dias em que eu duvidei.

Com todo o carinho, dedico um agradecimento especial à minha família, que sempre acreditou em mim, me ajudou nos momentos difíceis e celebrou comigo cada pequena vitória.

Ao meu orientador, Adir Silvério Cembranel, expresso minha eterna gratidão pelos ensinamentos e pela orientação ao longo deste trabalho. Sua dedicação foi essencial para que eu alcançasse este resultado. Agradeço também a minha coorientadora, Silvane Morés, pelo apoio e contribuição em toda pesquisa.

Dedico este trabalho ao meu pai, Ariverson Pontes (*in memoriam*), a você dedico cada página desse Trabalho de Conclusão de Curso como uma homenagem ao seu inestimável papel em minha vida.

RESUMO

O uso intensivo de pesticidas nas atividades agrícolas e urbanas tem resultado na contaminação de corpos hídricos, levantando preocupações quanto à saúde ambiental e aos riscos ecotoxicológicos. Dentre esses compostos, os organoclorados e organofosforados apresentam elevado potencial de bioacumulação, persistência e toxicidade para organismos aquáticos. Este estudo teve como objetivo geral medir as concentrações de pesticidas organoclorados e organofosforado em sedimentos do lago localizado no Parque Boa Vista, situado no perímetro urbano de Francisco Beltrão – PR. Especificamente, buscou-se determinar essas concentrações por cromatografia, avaliar os riscos ecológicos aos organismos bentônicos e investigar possíveis fontes de contaminação por meio da análise do uso e ocupação do solo. A metodologia consistiu na coleta de amostras de sedimentos em três pontos distintos do lago, em triplicata, seguida de análises por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas em tandem (GC-MS/MS). Foram realizados dois ciclos de extração para todos os compostos-alvo. O método foi calibrado com curvas analíticas para os pesticidas Aldrin, Dieldrin, 2,4-DDT e 4,4-DDT. A presença de glifosato não foi detectada, mesmo após repetições da análise, o que sugere possíveis limitações do método empregado, já relatadas em outros estudos internacionais com matrizes sedimentares complexas. Os resultados revelaram a presença de pesticidas organoclorados em todas as amostras. A ausência do glifosato pode estar relacionada à sua alta solubilidade em água e à baixa afinidade por partículas sedimentares, corroborando achados de outros autores em estudos semelhantes. Na discussão, os dados obtidos foram confrontados com a literatura internacional, destacando que, enquanto pesticidas organoclorados ainda persistem em sedimentos urbanos mesmo décadas após seu banimento, a detecção de glifosato continua sendo um desafio técnico, especialmente em ambientes com baixa carga de matéria orgânica e alto turnover hidrossedimentar. Conclui-se que o lago investigado apresenta contaminação significativa por pesticidas organoclorados, representando potencial risco à biota bentônica. A ausência de glifosato não descarta sua presença no sistema, exigindo métodos mais sensíveis para sua detecção em sedimentos.

Palavras-chave: organofosforado; glifosato; solo; cromatografia.

ABSTRACT

The intensive use of pesticides in agricultural and urban activities has resulted in the contamination of water bodies, raising concerns regarding environmental health and ecotoxicological risks. Among these compounds, organochlorine and organophosphate pesticides exhibit high potential for bioaccumulation, persistence, and toxicity to aquatic organisms. This study aimed to determine the concentrations of organochlorine and organophosphate pesticides in sediments from a lake located in Boa Vista Park, in the urban area of Francisco Beltrão, Paraná, Brazil. Sediment samples were collected at three distinct points in triplicate and analyzed using gas chromatography coupled with tandem mass spectrometry (GC-MS/MS). Two extraction cycles were performed for all target compounds, and the method was calibrated using analytical curves for Aldrin, Dieldrin, 2,4-DDT, and 4,4-DDT. Glyphosate was not detected in any sample, even after repeated analyses, suggesting possible methodological limitations. Organochlorine pesticides were detected in all samples, indicating the persistence of these compounds in the environment. The absence of glyphosate may be related to its high solubility in water and low affinity for sediment particles. Ecological risk assessment indicated potential adverse effects on benthic organisms associated with organochlorine contamination. The findings demonstrate significant contamination of the studied lake by organochlorine pesticides and highlight the need for more sensitive analytical methods for glyphosate detection in sediment matrices.

Keywords: organophosphate; glyphosate; soil; chromatography.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	OBJETIVOS	11
2.1	Objetivo geral.....	11
2.2	Objetivos específicos.....	11
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
3.1	Pesticidas.....	12
3.2	Pesticidas Organoclorados	13
3.3	Pesticidas Organofosforados.....	14
3.4	Pesticidas no meio ambiente	15
3.5	Pesticidas em sedimentos.....	16
3.6	Legislação relacionada aos agrotóxicos.....	17
4.1	Caracterização da área de estudo.....	20
4.2	Coleta, identificação e preservação das amostras.....	21
4.3	Preparo e análise das amostras.....	22
4.3.1	Preparo físico dos sedimentos	22
4.3.2	Pesticidas selecionados	23
4.3.3	Extração por método QuEChERS	24
4.3.4	Protocolo complementar para glifosato	25
4.3.5	Metodologias para a análise dos pesticidas	26
<u>4.3.5.1</u>	<u>Organofosforado.....</u>	<u>26</u>
<u>4.3.5.2</u>	<u>Organoclorados.....</u>	<u>27</u>
4.4	Avaliação do risco ecológico	27
4.4.1	Diretrizes ERL, ERM, TEL e PEL	27
4.4.2	Risco ecológico do glifosato – índice RQ	28
4.5	Identificação das possíveis fontes de contaminação	28

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
5.1	Concentração dos pesticidas organoclorados	30
5.2	Concentração do glifosato	35
6	RISCO ECOLÓGICO	37
6.1	Pesticidas organoclorados	37
6.2	Pesticidas organofosforados	38
6.3	Possíveis fontes de contaminação	39
7	CONCLUSÃO	45
	REFERÊNCIAS	46

1 INTRODUÇÃO

A Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente no Brasil, definindo a poluição de maneira ampla (Brasil, 1981). De acordo com a lei, poluição é considerada a degradação da qualidade ambiental que resulta das atividades humanas e que causem os seguintes impactos: prejuízo à saúde, segurança e bem-estar da população; Criação de condições adversas às atividades sociais e econômicas; impacto negativo sobre a biota; acometimento das condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; e lançamento de matérias ou energia em desacordo com os padrões estabelecidos (Brasil, 1981).

A poluição das águas pode ser classificada em quatro principais tipos: as fontes naturais (não associadas às atividades humanas), as fontes industriais, as fontes urbanas e as fontes agropastoris. Este último tipo de fonte poluidora, relacionadas às atividades agrícolas e pecuárias, inclui defensivos agrícolas, como os pesticidas, e é de difícil controle, precisando de um esquema de conscientização elevado, para que alcance resultados positivos (Derisio, 2017).

As atividades agrícolas e pecuárias, além de fontes de poluição das águas, são potenciais contaminantes do solo. O solo é considerado como um componente vital à sobrevivência humana, sendo sua importância e estudo reconhecidos desde que o homem passou a usar a terra para produzir seu sustento. No entanto, com o avanço da agricultura e da industrialização, uma grande quantidade de poluentes tem como destino final o solo. Entre os principais tipos de poluentes do solo, destacam-se resíduos domésticos, industriais, poluição pela agricultura que contribuem com a entrada de pesticidas e de fertilizantes no solo (Fonseca *et al.* 2019).

Pesticidas são compostos químicos utilizados para acabar com pragas, incluindo insetos, roedores, fungos e plantas indesejadas (ervas daninhas). Mais de mil pesticidas diferentes são empregados em todo o mundo (OMS, 2020).

A poluição das águas e do solo por pesticidas é um tema de grande importância para a saúde ambiental e antrópica. Ambos são frequentemente contaminados por esses produtos químicos, muitas vezes pela falta de conhecimento das pessoas que os manuseiam. A maioria não está ciente de como os pesticidas podem afetar de maneira agressiva o meio ambiente e a saúde humana (Fonseca *et al.* 2019).

A extensa utilização dos pesticidas tem causado uma série de alterações e transtornos no ambiente, seja por meio da contaminação das comunidades de seres vivos que o integram, seja por meio as suas acumulações nos segmentos bióticos e abióticos dos ecossistemas (biota, água, ar, solo, sedimentos etc.) (Mendes *et al.* 2019).

Os sedimentos de fundo de um rio desempenham um papel significativo no processo de caracterização da poluição dos rios e lagos. A qualidade da água superficial é refletida pela qualidade do sedimento sobre qual ela atravessa, devido aos processos de equilíbrio entre água e sedimento. Os sedimentos são considerados depósito final de muitos contaminantes, e a dinâmica de algumas espécies químicas faz com que os sedimentos atuem como estoque de possíveis fontes de poluição (Possavatz, 2014).

Pesticidas organoclorados (OC) são pesticidas sintéticos largamente empregado em todo o mundo. Fazem parte do grupo dos derivados de hidrocarbonetos clorados, que têm ampla utilização na indústria química e na agricultura. Esses compostos são famigerados por sua alta toxicidade, lenta degradação e bioacumulação (Jayaraj *et al.* 2017).

Os pesticidas organofosforados (OF) são ésteres de ácido fosfórico e seus derivados são vistos como um maior risco à saúde humana do que outras famílias de pesticidas (Terziev e Petkova-Georgieva, 2019). O termo OF refere-se a um conjunto de compostos sintéticos que têm em comum um fósforo pentavalente ligado ao enxofre ou oxigênio através de uma ligação dupla covalente. Os OFs foram criados pela primeira vez no início do século 20 como inseticidas (Tsai e Lein, 2021).

Dessa forma, o objetivo desta pesquisa é a quantificação de pesticidas em sedimentos de um lago urbano no município de Francisco Beltrão – Paraná, bem como identificar as possíveis fontes de contaminação e o risco ecológico.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Quantificar pesticidas organoclorados e organofosforado, em sedimentos do lago situado no parque Boa Vista, localizado no perímetro urbano do município de Francisco Beltrão – Paraná.

2.2 Objetivos específicos

- a) Determinar, por cromatografia a concentração dos pesticidas organoclorados e organofosforado em amostras de sedimentos do lago.
- b) Avaliar os riscos ecológicos aos organismos bentônicos expostos aos pesticidas Organoclorados e Organofosforados.
- c) Identificar as possíveis fontes de contaminação por pesticidas na área de drenagem do lago, através da análise de uso e ocupação do solo ao longo dos anos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Pesticidas

A partir da década de 50, quando começou a chamada “revolução verde”, foram notadas profundas mudanças no processo convencional de trabalho agrícola, tal como seus impactos sobre o ambiente e à saúde humana. Novas tecnologias, muitas delas fundamentadas no uso extensivo de agentes químicos foram disponibilizadas para o controle de doenças, aumento da produtividade e proteção contra insetos e outras pragas (Peres e Moreira, 2003).

Pesticidas, praguicidas, defensivos agrícolas, agrotóxicos, remédios de planta. Essas são algumas das inúmeras nomeações referentes a um grupo de substâncias químicas utilizadas no controle de pragas (animais e vegetais) e doença de plantas. São aplicados nas florestas nativas e plantadas, nos ambientes urbanos, industriais e hídricos, e em larga escala, na agricultura e nas pastagens para pecuária, sendo também utilizados nas campanhas sanitárias para o combate a vetores de doenças. Os pesticidas abrangem uma vasta gama de substâncias químicas (além de algumas de origem biológica) que podem ser classificadas de acordo com o tipo de praga que atuam, com a estrutura química das substâncias ativas e com os efeitos à saúde humana e ao meio ambiente (Peres e Moreira, 2003).

O termo agrotóxico inclui inseticidas (controle de insetos), fungicidas (controle de fungos), herbicidas (combate as plantas invasoras), fumigantes (combate as bactérias do solo), algicida (combate a algas), avicidas (combate a aves), nematicidas (combate aos nematoides), moluscicidas (combate aos moluscos), acaricidas (combate aos acaros), além de reguladores de crescimento, desfoliantes (combate as folhas indesejadas) e dissecentes (Silva e Fay, 2004).

Nos últimos tempos, o emprego desenfreado dos pesticidas na produção de alimentos tem levantado preocupações em várias regiões do mundo. O julgamento ao modelo de agricultura existente cresce à medida que estudos validam que os pesticidas contaminam os alimentos e o meio ambiente, provocando danos à saúde humana (Neto *et al.* 2010).

3.2 Pesticidas Organoclorados

O primeiro e mais famoso pesticida Organoclorado (OC) foi o DDT (diclorodifenil tricloroetano). Foi criado pela primeira vez em 1874, mas suas propriedades inseticidas não foram descobertas até 1939, quando foi consumido para proteger a lã contra mariposas. Durante a Segunda Guerra Mundial atestou ser muito eficaz no combate ao piolho do tifo e na prevenção da propagação de epidemias (Calva e Torres, 1998).

Nas últimas décadas, a utilização de pesticidas OCs, tem gerado acúmulo de resíduos tóxicos em vários ecossistemas no mundo todo. O acúmulo destes compostos tem atingido níveis tóxicos em vários organismos terrestres, como mamíferos e pássaros, assim como em organismos aquáticos. Os resquícios de pesticidas OCs têm se tornado parte inerente dos ciclos biológicos, geológicos e químicos da Terra e têm sido descobertos no ar, água, solo, plantas, invertebrados marinhos, na neve e até mesmo em pinguins da Antártica e do Ártico onde eles não são aplicados (Rissato, 2004).

Os pesticidas OCs são relativamente estáveis e sua alta estabilidade está relacionada às ligações carbono-cloro. Essas substâncias são muito exploradas devido à alta toxicidade, baixa biodegradabilidade e biossolubilidade. Alguns destes compostos podem durar de 15 a 20 anos no solo e parte destes serem lixiviados para o interior dos corpos d'água, que também recebem estes compostos através de efluentes industriais, de esgotos, de sedimentos, da atmosfera e por contaminação direta durante a aplicação. Desse modo, tanto as águas de mananciais, de rios, e represas que abastecem as populações, quanto os peixes que se alimentam de materiais obtidos do fundo desses locais, indicam concentrações de pesticidas, mesmo anos após suspender a aplicação deste em regiões próximas (Rissato, 2004).

Pouco valeu o alerta dado por Rachel Carson, em seu livro "Primavera Silenciosa", publicado em 1962 sobre os perigos dos organoclorados. Atualmente, estas substâncias afetaram quase todo o planeta, colocando em perigo a sobrevivência de várias espécies e gerando graves problemas de saúde para a humanidade. Lamentavelmente, diversos países ainda permitem o emprego excedente destes pesticidas e mesmo em alguns países, onde estas substâncias estão proibidas, é possível achá-las no mercado ilegal. As medidas proibitivas ou restritivas, tomadas nos últimos anos por vários governos, são um enorme passo para

buscar diminuir o impacto negativo destas substâncias no meio ambiente (Carson, 1962 *apud* Flores *et al.* 2004).

3.3 Pesticidas Organofosforados

Os organofosforados são um tipo de pesticida muito utilizado no setor agrícola para o controle de pragas. Por se tratar de compostos químicos altamente tóxicos, seu uso desmedido tem causado grande degradação nos solos aráveis, além de sérios danos aos ecossistemas e à saúde humana (Hernández-Ruiz *et al.* 2017). Ainda que estes pesticidas se degradem rapidamente em água, tem sempre a chance de permanecerem resíduos, subprodutos em níveis relativamente nocivos para o consumo humano (Silva; Cardeal; Carvalho, 1999).

Historicamente, pressupõe-se que os pesticidas organofosforados apareceram na década de 40, porém os principais representantes desta classe foram incluídos na década de 60 e 80 e mesmo com a introdução de outras classes de pesticidas e de novas metodologias de manejo de pragas, 40% do mercado mundial de pesticidas em 1999 era caracterizado por organofosforados (Santos *et al.* 2007).

Tem que se reparar que durante os últimos tempos, inseticidas organofosforados tem sido largamente usado como alternativa para substituir compostos organoclorados no controle de insetos. São os mais aplicados devido ao baixo custo, síntese fácil e baixa toxicidade (Santos *et al.* 2007).

Eles não agentes ideais, pois não possuem seletividade vetorial alvo, e têm causados toxicidade grave e até mesmo a morte em humanos e animais domésticos. Sua toxicidade é sabida desde a década de 1930, quando também foram desenvolvidos para uso como agentes de guerra química (Oliveira e Murray, 1988).

O herbicida glifosato (N-(fosfonometil), não-seletivo, sistêmico, pós-emergente, corresponde 60% do mercado mundial de herbicidas não seletivos. O glifosato apresenta elevada eficiência na eliminação de ervas daninhas (Amarante Junior, 2002).

O glifosato, seja como sal de amônio ou sódio, não lesa o sistema nervoso do mesmo modo que outros organofosforados (em geral inseticidas, inibidores da enzima colinesterase). Independentemente de o glifosato ser citado como pouco tóxico, há indícios de efeitos danosos no ambiente, especialmente devido à resistência obtida

por algumas espécies de ervas, após o uso distendido do herbicida (Amarante Junior, 2002).

A persistência destes compostos no ambiente varia conforme os processos físicos e químicos de transformação, como lixiviação, absorção e evaporação, como fatores ambientais, entre eles a temperatura, conteúdo de matéria orgânica, acidez e umidade, além da taxa de degradação característica das substâncias. Portanto, pode-se dizer que há a chance de interação entre todos estes processos no meio ambiente, o que, por sua vez, irá definir o tempo de permanência de tais compostos e a velocidade de degradação (Andréa, 1998).

3.4 Pesticidas no meio ambiente

Com o aumento da produção agrícola e a necessidade de controlar pragas e doenças, a utilização de pesticidas tornou-se uma prática amplamente adotada. Embora os agrotóxicos tragam benefícios para a produtividade, seu uso excessivo e o manejo inadequado representam uma ameaça ao meio ambiente, sendo considerados agentes poluentes (Silva, 2025).

A ação dos agroquímicos no ambiente pode ser variado por diversos fatores como a volatilização, formulação, solubilidade em água, persistência, método de aplicação, características de solos e plantas e condições climáticas (Pavani, 2016)

Grande parte dos pesticidas usados acaba contaminando o solo e as águas, sobretudo devido à deriva na aplicação, lixiviação, erosão, resíduos de embalagens usadas e ao descarte inadequado, lavagens de equipamentos de aplicação e efluentes de indústrias de agrotóxicos (Pavani, 2016)

Depois de introduzir-se no ambiente aquático e conforme suas características físico-químicas, esses resíduos de agrotóxicos podem se ligar ao material particulado em suspensão, se juntar no sedimento de fundo ou ser sorvido por organismos aquáticos para serem destoxificados. Alguns pesticidas ou seus metabólitos podem retornar à atmosfera por volatilização (Dellamatrice e Monteiro, 2014)

O uso de pesticidas representa uma ameaça à biodiversidade, ao eliminar não apenas as pragas, mas também seus inimigos naturais, provocando desequilíbrios ecológicos. Além disso, esses compostos podem ser transferidos para outras espécies. A contaminação ocorre de forma cumulativa ao longo dos níveis tróficos da cadeia alimentar, afetando os animais e seus predadores (Carvalho, 2022).

3.5 Pesticidas em sedimentos

Sedimentos compreendem partículas com diferentes tamanhos, formas e composição química, as quais foram carregadas pela água, ar ou gelo do ambiente terrestre de origem e depositados no fundo de lagos, rios e oceanos. Sedimentos executam um papel significativo no processo de caracterização da poluição de rios e lagos. Eles podem apontar a qualidade do sistema aquático e assim serem usados para detectar a presença de contaminantes (Rocha; Rosa; Cardoso, 2009).

Em meios aquáticos, os compostos são retirados da coluna de água e adsorvidos em material particulado e, por fim, concentram-se em sedimentos que podem executar um papel como fontes secundárias de contaminação. Esses contaminantes também se concentram em organismos que habitam sedimentos, e podem ser transferidos para níveis tróficos mais elevados através da cadeia alimentar (Liu *et al.* 2003).

Por conta da sua capacidade de adsorver uma diversidade de compostos orgânicos e inorgânicos, e seus processos erosivos de entrada nos sistemas aquáticos, os sedimentos de muitos corpos d'água têm se tornado verdadeiras fontes de substâncias químicas perigosas. Geralmente, estas substâncias perigosas se concentram no sedimento e seu processo por meio de dessorção e difusão em águas superficiais tem participado para a redução da qualidade da água e dos sedimentos destes ambientes (Zhou *et al.* 2011).

Apesar de os sedimentos não serem uma medida direta do grau de poluição aquática, contribuem com uma ajuda insubstituível na reconstrução dos fatores históricos de poluição antropogênica com base em descrições de perfis espaciais e temporais de contaminação em amostras de sedimentos (Doong *et al.* 2002).

Os sedimentos desempenham um papel como indicadores para o acompanhamento de poluentes nos ecossistemas aquáticos. Além disso, funcionam como reservatórios potenciais para poluentes. Diversos contaminantes, como metais perigosos e tóxicos, se acumulam nos sedimentos e podem ser prejudiciais ao ambiente aquático. Os organismos bentônicos, que vivem em contato direto com os sedimentos, são organismos vulneráveis, já que a intensidade da contaminação sedimentar influencia diretamente sua sobrevivência (Pejman, 2015).

Devido à sua baixa solubilidade em água e aos altos valores do coeficiente de partição octanol-água, os pesticidas organoclorados (OCs) tendem a ser adsorvidos

por partículas em suspensão, acabando por se fixar nos sedimentos. Os resíduos desses compostos presentes nos sedimentos superficiais indicam uma contaminação recente, enquanto os resíduos acumulados nas camadas mais profundas podem persistir no ambiente e causar impactos negativos por décadas (Guerra, 2022)

3.6 Legislação relacionada aos agrotóxicos

A legislação básica que regulava os agrotóxicos no Brasil, Lei nº 7.802 de 1989, surgiu em um contexto em que os impactos ambientais e na saúde humana começaram a ser estudados pela ciência e percebidos pelos trabalhadores rurais. Isso gerou pressões da sociedade civil por regulamentações mais rigorosas, que há muito tempo eram adiadas, principalmente devido à prevalência dos interesses das grandes empresas multinacionais fabricantes (Souza, 2017).

Em relação aos agrotóxicos em sedimentos, no Brasil, não existem leis específicas exclusivamente voltadas para essa questão. No entanto, é importante considerar algumas normas gerais que abordam questões ambientais e o uso de produtos químicos em ecossistemas aquáticos. O Quadro 1, a seguir, resume as principais legislações brasileiras relacionadas aos agrotóxicos.

Quadro 1 – Principais legislações brasileiras referentes aos agrotóxicos

Legislação	Descrição
Lei nº 14.785/2023	Nova Lei dos Agrotóxicos, sancionada em 27 de dezembro de 2023. Regula pesquisa, produção, embalagem, rotulagem, transporte, armazenamento, comercialização, uso, registro, classificação, controle, inspeção e fiscalização de agrotóxicos, produtos de controle ambiental e afins. Revoga expressamente as Leis nº 7.802/1989 e nº 9.974/2000.
Decreto nº 4.074/2002	Regulamentava a antiga Lei nº 7.802/1989. Permanece vigente em caráter transitório até que seja publicado novo regulamento conforme previsto na Lei nº 14.785/2023.
Lei nº 7.802/1989 (revogada)	Regulava a produção, comercialização e uso de agrotóxicos. Seu artigo 3º proibia o registro de produtos com princípios ativos já proibidos em seus países de origem.
Lei nº 9.974/2000 (revogada)	Tratava da destinação de embalagens vazias de agrotóxicos. Parte de seu conteúdo foi absorvido pela nova legislação.

Lei nº 9.605/1998 (Lei de Crimes Ambientais)	Estabelece sanções penais e administrativas para condutas lesivas ao meio ambiente, incluindo o uso irregular de agrotóxicos.
Lei nº 12.873/2013	Dispõe sobre resíduos de agrotóxicos em alimentos e aspectos de controle sanitário. Continua vigente e articulada com a nova lei.
Resoluções e Programas da ANVISA	A ANVISA mantém o Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA) e normas como a RDC nº 191/2006, que estabelecem critérios para registro e reavaliação toxicológica.
Portarias e Instruções Normativas do MAPA	Normatizam aspectos técnicos e operacionais, como registro, aviação agrícola, zoneamento e fiscalização. Exemplo: IN nº 2/2008.
Decisão sobre o Paraquate	Após reavaliação toxicológica, a ANVISA proibiu a produção e comercialização do ingrediente ativo paraquate, com regras de transição publicadas em 2020.

Fonte: Autoria própria (2024).

Porém, a nova Lei nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023, trata sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem, a rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e das embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, de produtos de controle ambiental, de seus produtos técnicos e afins; revoga as Leis n.º 7.802, de 11 de julho de 1989 e n.º 9.974, de 6 de junho de 2000 (MAPA, 2021).

Conforme estabelece o artigo 8º do Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, a produção, manipulação, importação, exportação, comercialização e utilização de agrotóxicos, seus componentes e produtos afins no território nacional somente poderão ocorrer mediante registro prévio junto ao órgão federal competente. Esse registro deve observar as diretrizes e exigências definidas pelos órgãos federais responsáveis pelos setores da agricultura, saúde e meio ambiente (Brasil, 2002).

O Anexo II do decreto estabelece o procedimento para o registro de agrotóxicos no Brasil. De acordo com esse anexo, o requerente deve submeter o produto à avaliação de três órgãos federais distintos: o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos

Naturais Renováveis (IBAMA) e a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Cada órgão realiza sua análise de forma independente. O IBAMA é responsável por avaliar o potencial poluidor das substâncias, o MAPA analisa a eficiência agrônômica e o potencial de uso agrícola do produto, enquanto a ANVISA realiza a avaliação toxicológica, considerando os riscos à saúde da população (Brasil, 2002).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no município de Francisco Beltrão (Figura 1), situado na região sudoeste do estado do Paraná, inserido na bacia hidrográfica do rio Iguaçu. O município é dividido pela serra do Jacutinga, que separa as sub-bacias dos rios Marrecas e Capanema. O rio Marrecas é responsável pelo abastecimento de água do município e possui como principais afluentes os rios Quatorze, Santa Rosa, Tuna, do Mato, Lonqueador e Urutago (Francisco Beltrão, 2017).

Figura 1 - Localização de Francisco Beltrão



Fonte: Adaptado de Ruthes; Tomazoni; Gomes (2016)

Segundo a classificação de Köppen, o clima predominante é do tipo Cfa – subtropical úmido, com temperatura média inferior a 18°C no inverno e acima de 22°C no verão, sem estação seca bem definida (Francisco Beltrão, 2017). A área urbana do município é subdividida em macrozonas com diferentes usos do solo, incluindo áreas residenciais, industriais, agropecuárias e de preservação ambiental, conforme estabelecido pelo Plano Diretor Municipal.

O lago urbano analisado encontra-se no Parque Boa Vista (Figura 2), localizado no bairro Industrial, com área de 23 mil m². Inaugurado em 2015, o parque possui pista de caminhada, academia para terceira idade e uma lagoa artificial cuja função principal é reter águas pluviais provenientes do córrego a montante, evitando inundações no centro urbano. A água do lago não é utilizada para consumo humano (Francisco Beltrão, s.d).

Figura 2 - Parque Boa Vista e pontos de coleta



Fonte: Google Earth (2024).

4.2 Coleta, identificação e preservação das amostras

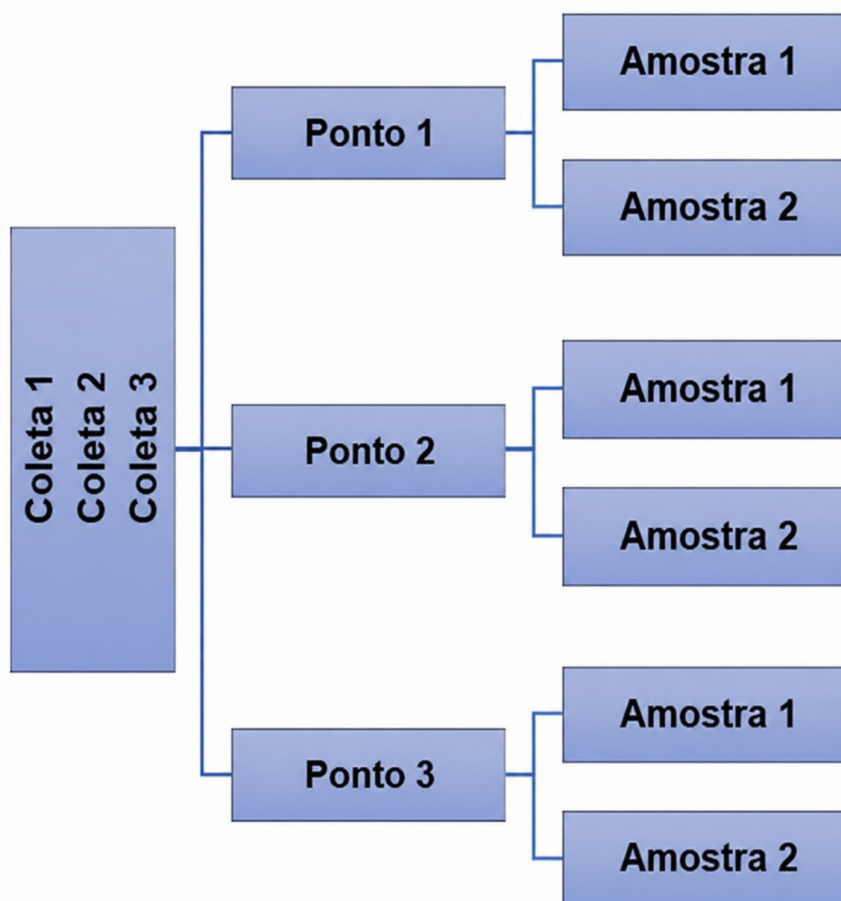
As coletas de amostras de sedimentos foram realizadas em três diferentes pontos do lago (Figura 2). O Ponto 1 (P1) está localizado próximo a principal entrada de água do lago, o Ponto 2 (P2) localiza-se na área central do lago e o Ponto 3 (P3) fica próximo ao exutório do lago.

As amostragens ocorreram em três datas distintas: 09 de maio, 13 de junho e 11 de agosto de 2024. Em cada ponto e data, foram coletadas amostras em duplicatas totalizando amostras compostas.

As amostras foram coletadas utilizando uma draga tipo Ekman, adequada para sedimentos superficiais. Após a coleta, os sedimentos foram transferidos para

sacos *zip-lock*, devidamente identificados, armazenados em caixas térmicas refrigeradas e transportados para o laboratório, onde foram congelados até o preparo.

Figura 3 - Delineamento experimental



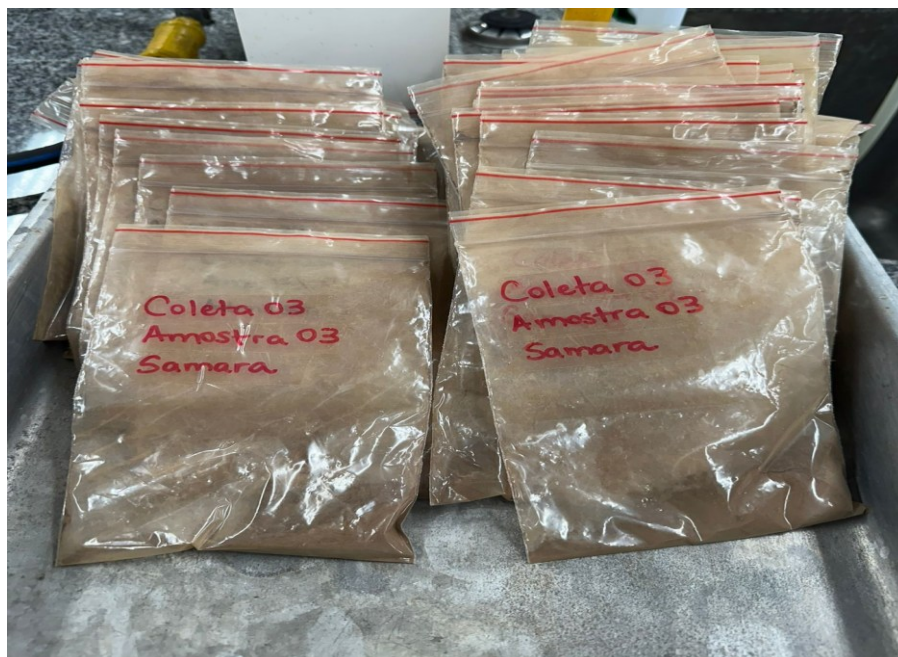
Fonte: Autoria própria (2025).

4.3 Preparo e análise das amostras

4.3.1 Preparo físico dos sedimentos

As amostras foram descongeladas à temperatura ambiente ($\sim 25\text{ }^{\circ}\text{C}$) até completo descongelamento. Para secagem, os sedimentos foram distribuídos sobre papel manteiga em bandejas, expostos em sala ventilada, protegida da luz solar direta. Após secagem, os sedimentos foram triturados com gral e pistilo, peneirados em peneira com malha de $64\text{ }\mu\text{m}$ e armazenados em sacos plásticos opacos, devidamente rotulados, em local seco e escuro até o momento da extração (Figura 4).

Figura 4 - Amostras preparadas



Fonte: Autoria própria (2025)

4.3.2 Pesticidas selecionados

Os pesticidas organoclorados analisados neste trabalho foram: 4,4'-DDT, 2,4'-DDT, Aldrin e Dieldrin. Para a análise, foi utilizado o padrão comercial Pesticide 8081 Standard Mix da marca PESTANAL®, adquirido da Sigma-Aldrich, o qual consistia em uma ampola de 1 mL contendo uma mistura multicomponente de pesticidas clorados.

A seleção dos pesticidas clorados deu-se devido a sua grande comercialização e utilização antes da proibição pela portaria de 1985 em 2001 com a Convenção de Estocolmo, além da elevada persistência ambiental, sendo encontrado em pesticidas mesmo após mais de 40 anos de proibição de uso (Dellamatrice e Monteiro, 2014).

O pesticida organofosforado a ser analisado foi o glifosato, com padrão analítico *Glyphosate*, da PESTANAL®, adquirido também na *Sigma-Aldrich*. A escolha do pesticida Glifosato deu-se ao fato de ser um dos mais usados no mundo, com registros em aproximadamente 130 países. Ele é o herbicida mais usado no Brasil, e sua aplicação é liberada para uma ampla gama de cultivos, onde age removendo qualquer tipo de planta daninha (CETESB, 2022).

4.3.3 Extração por método QuEChERS

O método de extração a ser utilizado foi o método QuEChERS (do inglês *Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, Safe*). A metodologia tem como benefícios ser rápido, fácil, econômico, efetivo, robusto e seguro, sendo um procedimento dinâmico, capaz de ser realizado em qualquer laboratório. O método é realizado em três etapas principais: A etapa de extração empregando como solvente, a acetonitrila; partição pela adição de sais e; por fim, uma etapa de limpeza do extrato empregando a extração em fase sólida dispersiva (dSPE) (LACOM, 2020).

Com os substratos prontos e a metodologia definida, deram-se início às etapas de extração. Foram pesados 5 g de amostra e transferidos para um tubo Falcon de 50 mL, ao qual foram adicionados 10 mL de acetonitrila (ACN) grau HPLC, 99,8%, utilizada como solvente extrator, e 5 mL de água destilada.

Em seguida, a mistura foi mantida em um agitador vórtex por aproximadamente 1 minuto. Após essa etapa, foram pesados e adicionados, respectivamente, 4 g de sulfato de magnésio (MgSO_4) e 1 g de cloreto de sódio (NaCl), sendo novamente submetida à agitação por mais 1 minuto.

Posteriormente, o material foi colocado em banho de ultrassom por 5 minutos e, em seguida, submetido à centrifugação por mais 5 minutos, permitindo a separação entre o substrato sólido e a fase líquida de interesse.

Após a centrifugação, os sobrenadantes das amostras foram retirados dos tubos Falcon com o auxílio de seringas descartáveis. Cada seringa foi acoplada a um filtro para seringa de nylon com poro de 0,22 μm e 25 mm de diâmetro, por meio do qual se realizou a filtração do material em microtubos tipo eppendorf.

Concluída a etapa de filtração e estocagem, os extratos foram congelados até o momento do envio ao laboratório responsável pela quantificação.

Figura 5 - Amostra centrifugada



Fonte: Autoria própria (2025).

4.3.4 Protocolo complementar para glifosato

As amostras foram enviadas ao laboratório em Curitiba para análise de glifosato. Após o processamento inicial, não foi detectada a presença desse pesticida em nenhuma das amostras. Diante desse resultado, o laboratório sugeriu a utilização de uma metodologia alternativa de extração, específica para glifosato, para verificar se o composto poderia ser detectado nas amostras.

Devido às propriedades altamente polares do glifosato, que dificultam sua extração por métodos convencionais, adotou-se um protocolo específico baseado em extração alcalina e purificação seletiva.

Inicialmente, foram pesados 5 g de sedimento e transferidos para um tubo Falcon. Em seguida, adicionaram-se 10 mL de solução de NaOH (Hidróxido de sódio) 1 mol/L, e a mistura foi agitada por 30 minutos a 250 rpm. Após essa etapa, o material foi submetido à sonicação por 15 minutos, com o objetivo de promover a desadsorção do glifosato.

Posteriormente, foram adicionados 5 mL de tampão borato 100 mol/L, com pH 9,0. Quando necessário, o pH foi ajustado para aproximadamente 9,0 utilizando ácido fórmico a 0,1%. A amostra foi então agitada novamente por 1 hora a 250 rpm.

Finalizada a agitação, o conteúdo foi centrifugado a 5000 rpm por 15 minutos a 4°C. O sobrenadante obtido foi filtrado com auxílio de um filtro de nylon 0,22 µm e transferido para frascos tipo eppendorf e foram congelados para posterior análise.

As amostras foram armazenadas refrigeradas e enviadas ao LAMEAA – UTFPR, campus Curitiba.

4.3.5 Metodologias para a análise dos pesticidas

As amostras serão encaminhadas para o Laboratório Multiusuários de Equipamentos e Análises Ambientais (LAMEAA), da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), *campus* Curitiba, para a tentativa de quantificação dos pesticidas.

4.3.5.1 Organofosforado

O equipamento utilizado para as análises do pesticida organofosforado foi um Cromatógrafo Líquido Acoplado à Espectroscopia de Massas (LC-MS/MS), Modelo Ultivo da marca Agilent, equipado com uma coluna Poroshell C18 2,1x100 mm 2,7 µm.

Para a separação cromatográfica, a fase móvel foi utilizada uma mistura composta de Acetato de amônia 10 mol/L (eluente A) /Acetonitrila (eluente B). O procedimento foi realizado em eluição gradiente linear, iniciando com 20% do eluente B até atingir 30% em 8 minutos, mantendo um fluxo constante de 0,3 mL min⁻¹ e 10 µL de volume de injeção.

Para detecção do pesticida, aquisição de seus íons, foi utilizado o Monitoramento de Reações Múltiplas (MRM), e as condições da fonte foram 4000 V de voltagem do capilar, sendo o gás de colisão o Nitrogênio, mantido a um fluxo de 12 L min⁻¹ e 350 °C.

Para identificação do Glifosato, foi feita a comparação entre os tempos de retenção dos íons do mesmo e de seu produto de derivatização, o AMPA, com o do padrão analítico *Glyphosate*, da PESTANAL®, adquirido na *Sigma-Aldrich*

4.3.5.2 Organoclorados

O equipamento utilizado para as análises com os pesticidas organoclorados será um Cromatógrafo Gasoso com Detecção por Espectrometria de Massas Tandem (CG-MS/MS) Modelo 7890A, MS/MS 7000 da marca Agilent e equipado com uma coluna DB-5 30 m x 0,25 μ m x 0,25 mm e um sistema de injeção de 1 μ L, sendo a Acetonitrila o solvente de diluição.

Para identificação dos pesticidas, também foram feitas comparações entre os tempos de retenção dos íons deles com o padrão analítico utilizado.

4.4 Avaliação do risco ecológico

Para avaliar os potenciais riscos ecológicos à biota do lago decorrentes da contaminação por pesticidas nos sedimentos, as concentrações determinadas nas amostras foram comparadas com valores de referência estabelecidos em diretrizes internacionais específicas para cada classe de contaminante. Essa comparação permitiu avaliar a possibilidade de ocorrência de efeitos adversos sobre os organismos aquáticos associados ao sedimento.

4.4.1 Diretrizes ERL, ERM, TEL e PEL

Para os pesticidas organoclorados, foram adotados os parâmetros estabelecidos pelas Diretrizes de Qualidade de Sedimentos para Ambientes Aquáticos (DQSAA), incluindo os conceitos de Faixa de Efeito Baixo (ERL – *Effect Range Low*), Faixa de Efeito Médio (ERM – *Effect Range Median*), conforme descrito por Long *et al.* (1995), MacDonald *et al.* (1996). Além do Nível de Efeito Limite (TEL – *Threshold Effect Level*) e Nível Provável de Efeito (PEL – *Probable Effect Level*) (CCME, 2002).

Esses parâmetros permitiram delimitar os intervalos de concentração dos pesticidas com diferentes probabilidades de causar efeitos biológicos indesejáveis aos organismos e aos sedimentos.

Teores abaixo dos valores de ERL indicaram que efeitos adversos raramente foram observados, enquanto concentrações iguais ou superiores ao ERL, mas inferiores ao ERM, indicaram que efeitos adversos ocorreram eventualmente. Já concentrações iguais ou superiores ao ERM representaram uma alta probabilidade de

ocorrência frequente de efeitos adversos. Valores abaixo do TEL indicaram um nível mínimo de efeito, com ocorrência esporádica de danos adversos, conforme discutido por Cembranel *et al.* (2017).

4.4.2 Risco ecológico do glifosato – índice RQ

Para o pesticida OF, Glifosato, a metodologia utilizada na avaliação de risco ecológico será baseada da *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), utilizando o *Risk Quotient* (RQ), calculado pela Equação (1):

$$RQ = \frac{MEC}{PNEC} = \frac{MEC}{(LC_{50}/f)} \quad (1)$$

Quando, MEC é a concentração de pesticida detectada nas amostras e PNEC é a concentração letal do pesticida para 50% da população exposta (LC50) dividido pelo fator de incerteza (f=1000). A determinação do valor de LC50 e do organismo-teste para cada pesticida foi realizada com base na disponibilidade de informações em referências bibliográficas especializadas. Para a avaliação dos resultados, adotou-se o cenário de maior risco potencial, utilizando-se a concentração máxima observada nas amostras, conforme metodologia descrita por Cristale *et al.* (2013).

Na interpretação dos dados foi utilizado o máximo risco possível, aplicando os valores de concentração máxima das amostras, do mesmo modo que Cristale *et al.* (2013), $RQ < 1.0$ indica que não há risco significativo; $1,0 \leq RQ < 10$ indica um pequeno potencial de efeitos adversos; $10 \leq RQ < 100$ indica um potencial significativo de efeitos adversos; $RQ \geq 100$ indica que efeitos adversos potenciais devem ser esperados.

Esta metodologia foi utilizada em pesquisas desenvolvidas por: Cristale *et al.* (2013); Ccanccapa *et al.* (2016); Cembranel (2017); entre outros.

4.5 Identificação das possíveis fontes de contaminação

Para a identificação as possíveis fontes de contaminação do lago, foram realizados mapas de uso e ocupação do solo da bacia de contribuição hidrológica do lago do Parque Boa Vista. No desenvolvimento dos mapas foram selecionadas

imagens de satélite referentes aos anos de 2002, 2012 e 2024, obtidas por meio dos mosaicos históricos disponibilizados pelo software Google Earth. A seleção dos anos de 2002, 2012 e 2024 foi fundamentada na disponibilidade de imagens históricas na plataforma Google Earth, considerando a qualidade espacial, a resolução e a nitidez necessárias para a identificação e delimitação das feições de interesse analisadas neste estudo. A escolha desses períodos também possibilitou a avaliação da dinâmica temporal da área de estudo em intervalos de aproximadamente uma década, permitindo identificar alterações na cobertura e no uso da terra, bem como a evolução das características ambientais ao longo do tempo.

As imagens foram importadas para o software QGIS, onde foram recortadas de acordo com área de estudo e georeferenciadas no sistema de referência WGS 1984. Posteriormente, foi realizada a classificação visual do uso e ocupação do solo considerando as seguintes classes: floresta, mosaico agrícola, parque e área urbana.

A delimitação das classes de uso e ocupação do solo foi realizada considerando os limites da bacia de contribuição hidrológica do lago do Parque Boa Vista. Esses limites foram obtidos a partir da base cartográfica de bacias hidrográficas otocodificadas e da rede de drenagem disponibilizadas pelo portal GeoPR (IAT, 2020).

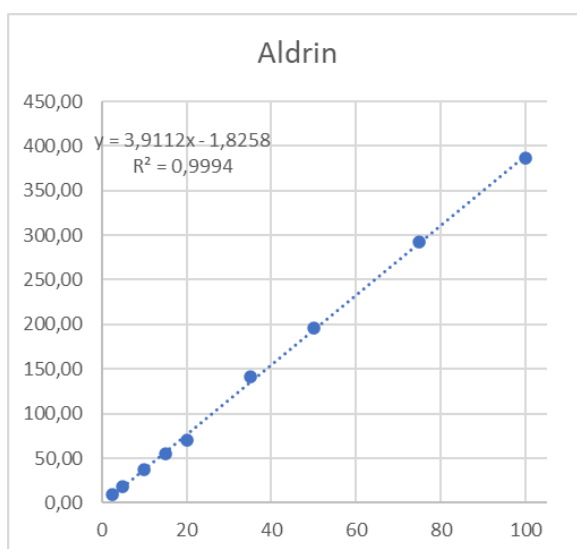
Com base na classificação realizada, foram calculadas, por meio dos atributos da camada vetorial de polígonos no QGIS, áreas ocupadas por cada classe de uso e ocupação do solo, expressas em hectares, para cada um dos anos analisados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Concentração dos pesticidas organoclorados

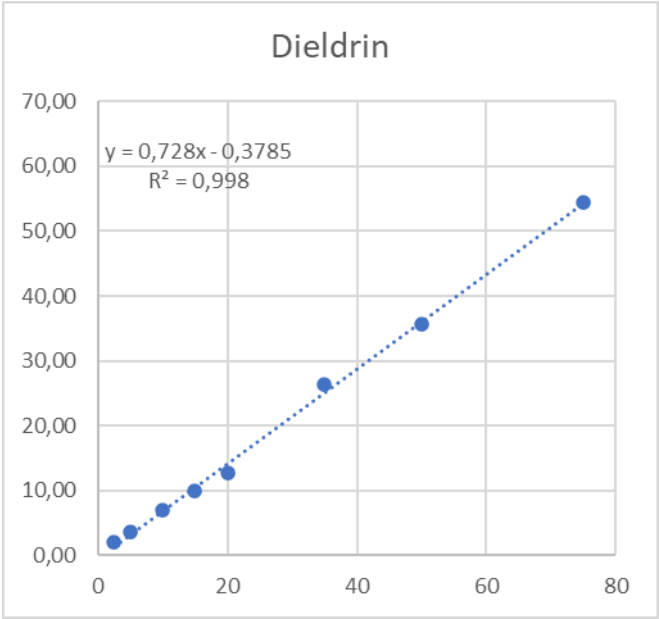
A análise dos sedimentos coletados no lago do Parque Boa Vista revelou a presença dos quatro pesticidas organoclorados: Aldrin, Dieldrin, 2,4-DDT e 4,4-DDT. Além da ausência do pesticida organofosforado glifosato, conforme pode ser verificado na Tabela 1. A quantificação foi realizada por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas em tandem (CG-MS/MS), com base em curvas de calibração construídas para cada composto, conforme Figura 6 a Figura 9.

Figura 6 - Curva de calibração para Aldrin



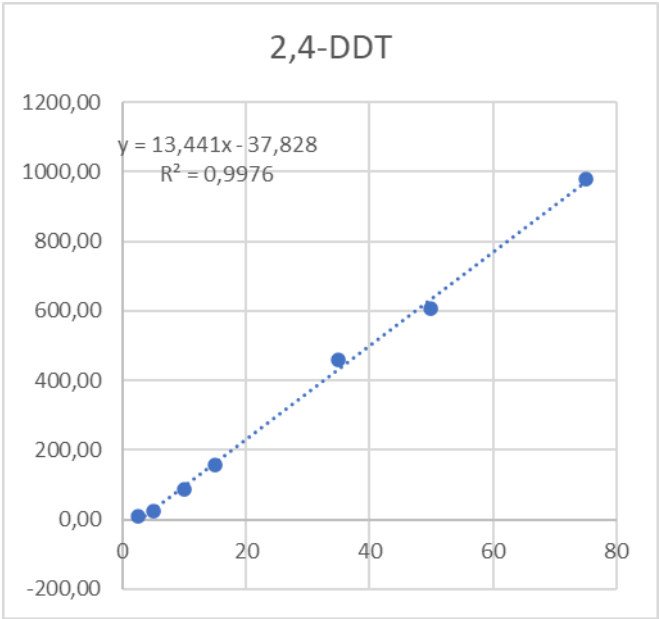
Fonte: LAMEEA (2025).

Figura 7 - Curva de calibração para Dieldrin



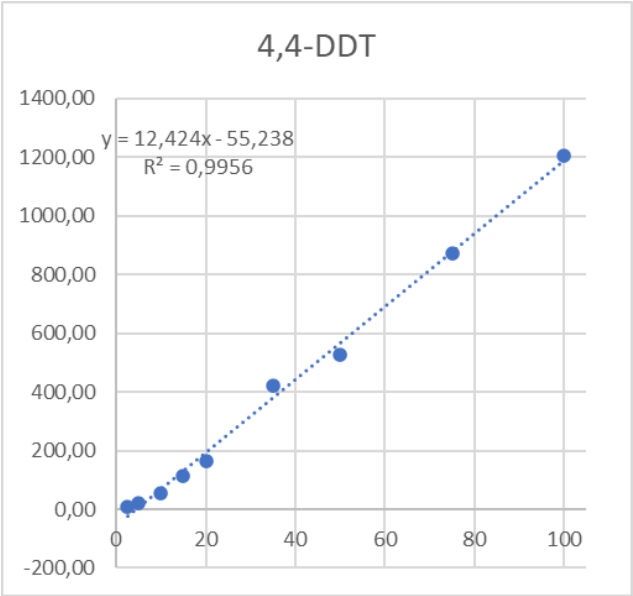
Fonte: LAMEEA (2025)

Figura 8 - Curva de calibração para 2,4-DDT



Fonte: LAMEEA (2025).

Figura 9 - Curva de calibração para 4,4-DDT



Fonte: LAMEEA (2025).

As curvas apresentaram coeficientes de determinação (R^2) superiores a 0,99, indicando linearidade. Os limites de quantificação (LQ) variaram entre 4,35 mg/L (Aldrin), 6,45 mg/L (Dieldrin), 8,25 mg/L (2,4-DDT) e 11,83 mg/L (4,4-DDT). Os resíduos gráficos indicam homocedasticidade dos dados e ausência de desvios sistemáticos, garantindo a precisão da quantificação dentro das faixas analisadas.

Tabela 1 – Concentração dos pesticidas por ponto de coleta (ppb) (continua)

Organofosforado												
P1					P2				P3			
Pesticida	$\bar{X}$	DP	Mín	Máx	$\bar{X}$	DP	Mín	Máx	$\bar{X}$	DP	Mín	Máx
Glifosato	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Organoclorados												
P1					P2				P3			
Pesticidas	$\bar{X}$	DP	Mín	Máx	$\bar{X}$	DP	Mín	Máx	$\bar{X}$	DP	Mín	Máx
Aldrin	31,19	19,36	7,63	77,94	5,96	1,77	3,53	8,9	20,6	8,6	6,86	31,40
Dieldrin	3,27	0,86	3,27	3,27	3,04	0,51	1,89	3,27	3,49	1,16	1,89	6,01
2,4-DDT	3,42	0,19	3,19	3,56	3,49	0,10	3,41	3,63	3,42	0,24	3,11	3,78

Tabela 1 – Concentração dos pesticidas por ponto de coleta (ppb) (conclusão)

4,4-DDT	25,54	16,73	10,4	52,26	17,45	14,40	6,94	37,37	59,2	28,87	25,9	103,8 ¹
---------	-------	-------	------	-------	-------	-------	------	-------	------	-------	------	--------------------

Fonte: Autoria própria (2026).

O pesticida Aldrin foi detectado em 100% das amostras, com uma concentração máxima de 77,94 ppb, conforme Tabela 1. Esses achados indicam uma forte persistência do Aldrin no sedimento, corroborando com a literatura, que descreve esse composto como altamente lipofílico, com meia-vida no ambiente superior a 10 anos (Dellamatrice e Monteiro, 2014). O uso histórico intenso no Brasil, antes da proibição na década de 1980, justifica sua detecção mesmo após décadas de banimento.

A elevada concentração de Aldrin registrada na Coleta 2 – Amostra 1 de 65,7 ppb indica a possível ocorrência de uma fonte recente de contaminação ou a persistência de depósitos históricos desse pesticida no ambiente. Esse padrão é consistente com os achados de Popa *et al.* (2020), que demonstraram que a matéria orgânica dissolvida (Dissolved Organic Matter – DOM) pode atuar como importante fator de retenção de pesticidas organoclorados em ambientes lacustres urbanos.

A interação entre a DOM e esses compostos favorece processos de sorção, reduzindo sua degradação e prolongando sua permanência no ambiente. De forma semelhante, as maiores concentrações observadas neste estudo ocorreram em áreas com maior aporte de matéria orgânica, sugerindo que esse mecanismo pode ter contribuído para a manutenção dos níveis detectados de Aldrin no lago.

Nas amostras de sedimentos, os valores de Aldrin ultrapassaram os 18 ppb em várias coletas. De acordo com Ducrocq, Merel & Miège (2024), os compostos organoclorados apresentam elevada afinidade por partículas sedimentares e baixa taxa de biodegradação, o que os torna persistentes mesmo em ambientes urbanizados. Essa persistência contribui para sua redistribuição durante eventos de ressuspensão ou variação do pH e salinidade.

O Dieldrin apresentou menor variabilidade entre amostras, mas esteve presente em todas as coletas. Esse composto é conhecido por sua conversão a partir

¹ nd – não detectado; $\bar{X}$ – média das amostras; DP – desvio padrão; Mín – concentração mínima; Máx – concentração máxima; P1, P2 e P3 – Pontos de coleta; < LD – abaixo do limite de detecção do método.

do próprio Aldrin no ambiente, processo favorecido pela oxidação natural, sugerindo contaminação difusa (Pang *et al.*, 2022).

Esse padrão foi igualmente observado por Cheng *et al.* (2021) em lagos urbanos chineses, em que a distribuição uniforme de pesticidas foi associada a usos agrícolas históricos e reentrância urbana com escoamento superficial constante. A semelhança entre os padrões sugere que a dinâmica hidrológica do lago Boa Vista pode estar contribuindo para a redistribuição desses compostos, ainda que sua introdução tenha ocorrido há décadas.

As concentrações do pesticida 2,4 DDT foram detectadas em todas as amostras analisadas, apresentando-se em menores quantidades em comparação aos demais pesticidas organoclorados avaliados.

A presença de 2,4-DDT pode ser atribuída ao uso histórico em práticas agrícolas da região sudoeste do Paraná, sobretudo em culturas de soja, milho e feijão. Estudos como o de Cembranel *et al.* (2017) já haviam detectado concentrações similares em ambientes aquáticos da mesma bacia hidrográfica.

O pesticida 4,4 DDT apresentou os níveis mais altos de concentração entre os compostos analisados. O destaque vai para o ponto 3 de coleta, onde foi registrado o maior valor observado, atingindo 103,85 ppb.

Estudos anteriores confirmam que pesticidas organoclorados podem permanecer por décadas em ambientes aquáticos, mesmo após a interrupção de seu uso. Cheng *et al.* (2021), ao avaliarem sedimentos de lagos urbanos, também observaram níveis elevados de 4,4-DDT e suas formas de degradação, evidenciando sua estabilidade e adsorção preferencial em sedimentos orgânicos.

A persistência de DDT em suas duas formas indica que os processos de degradação ambiental estão ocorrendo de forma lenta. A presença simultânea de 2,4-DDT e 4,4-DDT, mesmo em diferentes proporções, sugere múltiplas rotas de entrada ou degradação incompleta. Isso é consistente com a discussão proposta por Ducrocq, Merel e Miège (2024), que destacam que as taxas de degradação de pesticidas organoclorados variam fortemente em função da composição do sedimento, oxigenação do meio e presença de bactérias específicas, sendo que ambientes eutrofizados e anóxicos retardam a degradação completa dos compostos.

É importante destacar que, embora proibidos em muitos países, os organoclorados ainda podem ser encontrados em sedimentos devido à sua persistência ambiental e possível reentrada no ambiente por reativação de depósitos

antigos, processos de revolvimento do fundo e infiltração de águas pluviais em solos contaminados. Essa hipótese é consistente com as análises apresentadas por Brovini *et al.* (2021), que apontam que a resiliência química dos organoclorados é um fator-chave para sua permanência em ecossistemas aquáticos.

5.2 Concentração do glifosato

O pesticida glifosato não foi detectado em nenhuma das 27 amostras de sedimentos coletadas, mesmo após a realização de duas análises distintas com métodos de extração complementares.

Apesar da aplicação de duas análises independentes, o composto não foi identificado em nenhuma das amostras de sedimento. Feltracco *et al.* (2022), ao investigarem sedimentos da Lagoa de Veneza, também enfrentaram limitações na detecção do glifosato, mesmo com protocolos analíticos otimizados. Os autores ressaltam que a forte polaridade do glifosato, associada à sua rápida degradação microbiana e forte afinidade com argilas e ferro, pode torná-lo indisponível em sua forma livre durante a extração convencional. Ogunbiyi *et al.* (2023) corroboram essa interpretação ao destacar que a estrutura química do glifosato dificulta sua recuperação em métodos cromatográficos tradicionais, especialmente quando associado a partículas sedimentares ou matéria orgânica particulada.

A ausência do glifosato em todas as amostras, portanto, não necessariamente implica sua inexistência no ambiente estudado, mas pode refletir limitações intrínsecas à metodologia empregada. Schwientek *et al.* (2024) relatam que, em rios europeus, o glifosato não foi detectado em diversas ocasiões, apesar de seu uso extensivo na agricultura regional. Os autores apontam a possibilidade de complexação do composto com minerais do solo e sedimento, o que dificulta a sua extração e detecção posterior. Essa explicação é plausível no presente estudo, considerando a composição argilosa predominante nos sedimentos do lago e o possível acúmulo de ferro e manganês, elementos comuns em ambientes urbanos com baixa renovação hídrica.

Adicionalmente, Muñoz *et al.* (2023) alertam que a ausência de glifosato em sedimentos pode estar relacionada à sua rápida degradação por microrganismos adaptados, particularmente em regiões tropicais e subtropicais, onde a atividade microbiológica no solo e nos sedimentos tende a ser mais intensa. Tal possibilidade

levanta hipóteses sobre a adaptação microbiológica local no lago Boa Vista, que pode estar favorecendo a degradação do composto antes mesmo que este possa ser quantificado. Singh *et al.* (2020) também enfatizam que algumas cepas bacterianas, como as do gênero *Pseudomonas*, têm capacidade reconhecida de degradar glifosato, especialmente quando a concentração do herbicida é baixa e a disponibilidade de carbono orgânico no ambiente é alta.

Zúñiga *et al.* (2022) chamam a atenção para a necessidade de utilização de sensores baseados em nanomateriais para a detecção eficaz do glifosato, especialmente em concentrações ambientais. Esse tipo de metodologia não foi empregado no presente estudo por limitações de infraestrutura analítica. Dessa forma, a não detecção pode estar mais relacionada à incompatibilidade entre o método tradicional empregado e a natureza química do composto do que à sua real ausência no ambiente.

6 RISCO ECOLÓGICO

6.1 Pesticidas organoclorados

Com base nas concentrações encontradas e nos valores de referência toxicológica, foi possível classificar o risco potencial para a biota bentônica. A Tabela 2 classifica o risco ecológico de acordo com as diretrizes e os valores mínimos encontrados.

Tabela 2 - Classificação de risco ecológico com base nas diretrizes ERL, ERM, TEL e PEL.

Pesticida	Concentração mínima detectada (ppb)	Concentração máxima detectada (ppb)	ERL (ppb)	ERM (ppb)	TEL (ppb)	PEL (ppb)	Classificação geral de risco
Aldrin	3,53	77,94	0,71	4,30	0,48	4,30	Alto risco (efeitos frequentes)
Dieldrin	1,89	6,01	0,02	8,0	0,72	4,30	Risco moderado a alto (efeitos ocasionais)
2,4-DDT	3,11	103,85	sr	sr	sr	sr	Não classificado individualmente
4,4-DDT	6,22	120,3	1,00	7,00	1,19	4,77	Alto risco (efeitos frequentes) ²

Fonte: Adaptado CCME (2002); NOAA (2002)

De acordo com Long *et al.* (1995), concentrações situadas entre ERL e ERM indicam probabilidade intermediária de efeitos adversos à biota, sendo estes observados apenas ocasionalmente. De forma semelhante, MacDonald *et al.* (1996) e CCME (2002) estabelecem que concentrações compreendidas entre TEL e PEL representam risco ecológico moderado, com possibilidade de ocorrência ocasional de efeitos biológicos, enquanto concentrações acima de PEL e ERM estão associadas a maior frequência de efeitos adversos.

A comparação das concentrações máximas detectadas com os valores-guia de qualidade de sedimentos indicou alto risco ecológico para Aldrin e 4,4'-DDT, uma vez que as concentrações observadas excederam os valores de ERM e PEL, sugerindo a ocorrência frequente de efeitos adversos à biota aquática. Para Dieldrin, embora a concentração máxima tenha ultrapassado o PEL, permaneceu abaixo do

² TEL- threshold effect level; PEL - probable effect level (CCME, 2002);

ERL - effect low range; ERM - effects median range (LONG et al., 1995; MACDONALD et al., 1996).

ERM, caracterizando risco moderado a alto e possibilidade de ocorrência ocasional de efeitos adversos.

Guerra (2019), na avaliação do risco ecológico para compostos organoclorados do sedimento da bacia do rio Parnaíba, encontrou valores do isômero p,p'-DDD onde sua concentração máxima de 2,03 ppb, foi superior a TEL indicando que efeitos adversos ocasionalmente podem ocorrer. Model (2017), ao avaliar o risco ecológico de compostos organoclorados presentes nos sedimentos da bacia do rio Pelotas, identificou o composto p,p'-DDT com maior variação nas concentrações, porém, em nenhuma das avaliações os valores ultrapassaram ou mesmo se aproximaram do valor de TEL, indicando que raramente efeitos adversos ocorrerão.

Neste aspecto, a presença de organoclorados, representa um fator de preocupação ambiental, sobretudo para invertebrados que mantêm contato direto com o sedimento. Estudos como o de Brovini *et al.* (2021) alertam para os efeitos subletais de pesticidas em ambientes dulcícolas, mesmo em concentrações inferiores a 1 ppb destacando alterações comportamentais, bioacumulação e comprometimento reprodutivo.

Quanto aos riscos ecológicos, Ulrich *et al.* (2022) enfatizam que mesmo pesticidas não detectáveis na coluna d'água podem representar ameaças severas quando associados ao sedimento. A ampla detecção dos organoclorados no sedimento reforça o risco ecológico para os organismos bentônicos, especialmente oligoquetas, larvas de dípteros e moluscos, que funcionam como bioindicadores da qualidade do ambiente.

De modo geral, os resultados mostraram a ocorrência de pesticidas organoclorados nos sedimentos do ambiente estudado, confirmando a persistência desses compostos mesmo após décadas de restrição ou proibição de uso. Embora a magnitude dos riscos varie entre os diferentes compostos avaliados, a presença desses contaminantes nos sedimentos demonstra sua capacidade de permanecer no ambiente e interagir com a biota aquática ao longo do tempo.

6.2 Pesticidas organofosforados

O pesticida Glifosato do grupo dos organofosforados não pode ser quantificado nas amostras analisadas, apresentando concentrações inferiores ao limite de detecção do método analítico empregado. Dessa forma, não foi possível

determinar uma concentração ambiental mensurável para o composto. Considerando a ausência de quantificação, o cálculo do índice de risco ecológico (RQ) não indicou potencial de efeitos adversos aos organismos aquáticos, sugerindo que, nas condições avaliadas, o pesticida não representa risco ecológico significativo para o ambiente estudado.

6.3 Possíveis fontes de contaminação

As Figuras 10, 11 e 12 representam a área no entorno do Parque Boa Vista nos anos de 2002, 2012 e 2024, respectivamente. Nas figuras é possível identificar a intensa variação no uso e ocupação do solo ao longo do tempo.

Figura 10 - Área no entorno do Parque Boa Vista no ano de 2002, sem a existência do lago



Fonte: Adaptado Google Earth (2002)

Figura 11 - Área no entorno do Parque Boa Vista no ano de 2012, com o início da implantação do lago



Fonte: Adaptado Google Earth (2012)

Figura 12 - Área no entorno do Parque Boa Vista no ano de 2024, com o lago totalmente implantado

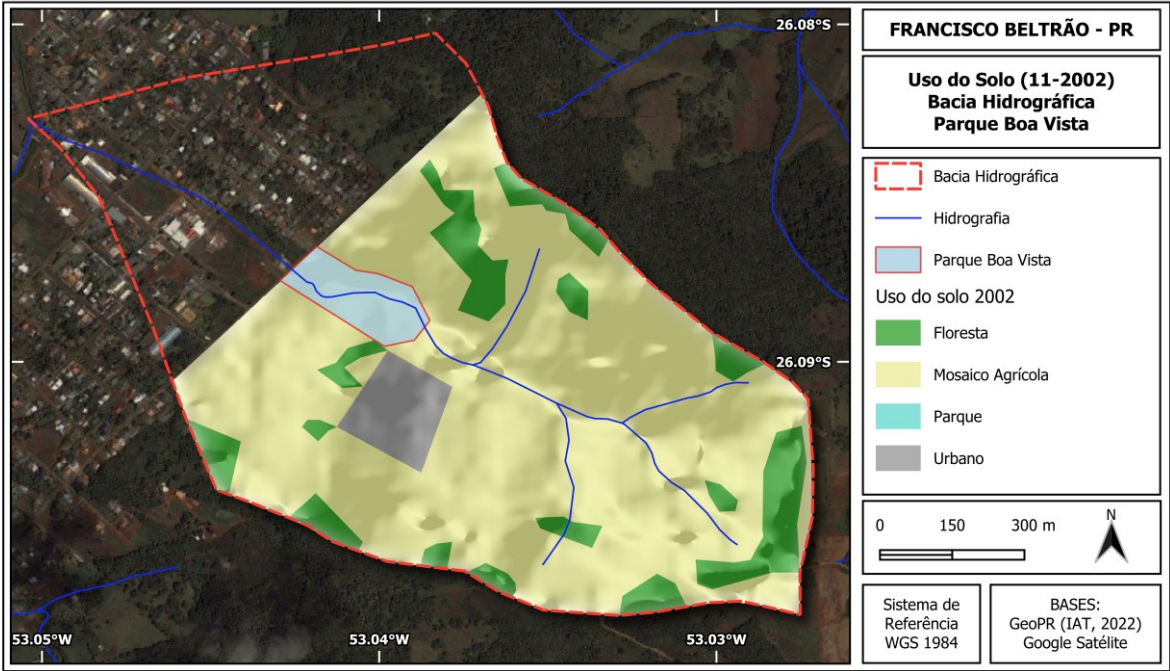


Fonte: Adaptado Google Earth (2024)

Com o objetivo de subsidiar a análise da dinâmica espacial do uso e ocupação do solo na microbacia de contribuição do Parque Boa Vista e identificar possíveis

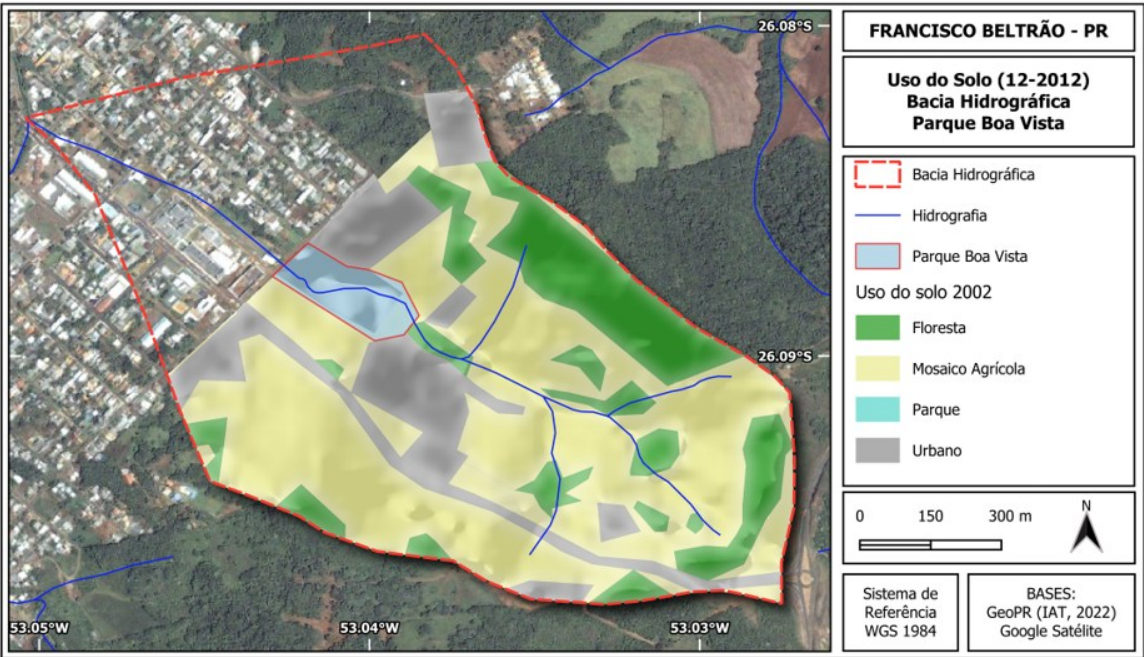
fontes de contaminação, foram elaborados mapas temáticos para os anos de 2002, 2012 e 2024, apresentados nas Figuras 13, 14 e 15 respectivamente. A análise comparativa desses mapas permite avaliar as transformações ocorridas na paisagem ao longo do período estudado, bem como sua possível influência sobre a qualidade ambiental da área de estudo.

Figura 13: Mapa de uso e ocupação do solo no ano (2002)



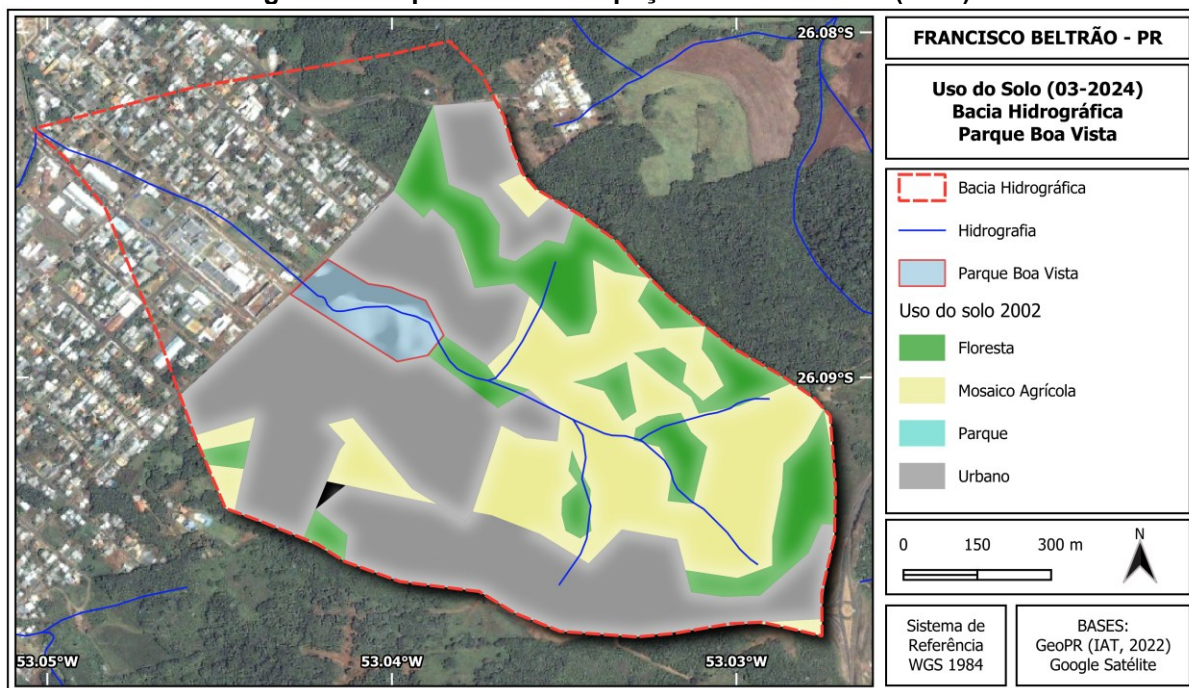
Fonte: Autoria própria (2026).

Figura 14: Mapa de uso e ocupação do solo do ano (2012)



Fonte: Autoria própria (2026).

Figura 15: Mapa de uso e ocupação do solo no ano (2024)



Fonte: Autoria Própria (2026)

A partir da classificação do uso e ocupação do solo na área de drenagem do lago, foi elaborada a Tabela 03, na qual são apresentadas as áreas ocupadas por cada classe de uso e ocupação do solo, expressas em hectares (ha), para os anos de 2002, 2012 e 2024, permitindo a análise das mudanças ocorridas na área de estudo ao longo do período avaliado.

Tabela 03 – Área dos diferentes usos e ocupações do solo na microbacia do Parque Boa Vista nos anos de 2002, 2012 e 2024

	Ano		
	2002	2012	2024
Uso do Solo	Área (ha)		
Floresta	12,8	22,3	18,3
Mosaico Agrícola	82,1	55,6	27,8
Parque	0,0	3,0	3,0
Urbano	3,7	17,7	49,5
Total	98,6	98,6	98,6

Fonte: Autoria própria (2026).

A análise dinâmica de uso e ocupação do solo destacou mudanças na paisagem da área estudada entre os anos de 2002 e 2024. Houve uma redução da

área agrícola que passou de 82,1 hectares para 27,8, enquanto a área urbana aumentou de 3,7 hectares para 49,5 hectares. Além disso, a inserção do parque a partir de 2012 introduziu uma nova configuração ambiental na região.

Ainda que as áreas agrícolas tenham diminuído ao passar dos anos, a presença de pesticidas nos sedimentos do lago demonstra que os impactos das atividades passadas ainda persistem no ambiente. Esse resultado aponta que os sedimentos funcionam como reservatórios de contaminantes acumulados ao longo do tempo. Os sedimentos aquáticos atuam como arquivos ambientais, sendo amplamente utilizados na avaliação da contaminação antrópica. Eles registram mudanças ambientais, atividades humanas recentes e o acúmulo de substâncias químicas provenientes da atmosfera, água e solo, podendo ser empregados no monitoramento de ecossistemas e na gestão de recursos hídricos (Guerra *et al.*, 2022).

Em um estudo realizado na bacia do rio Llobregat, em Barcelona (Espanha), o pesticida terbutilina apresentou ocorrência onipresente, com concentrações de até 220 ng/g em amostras de sedimento da bacia. Dessa forma, sua presença pode estar relacionada ao processo de dessorção do sedimento, no qual o composto anteriormente acumulado, em decorrência de aplicações passadas (Postigo *et al.*, 2020).

A persistência desses compostos nos sedimentos está relacionada as propriedades físico-químicas de muitos pesticidas. Estudos realizados por Gonzalez *et al.* (2020) mostraram que diversos pesticidas podem permanecer adsorvidos em sedimentos por longos períodos mesmo após sua proibição ou redução de uso. Portanto, a ocorrência de pesticidas nos sedimentos do lago pode representar uma consequência do passivo ambiental pelas práticas agrícolas desenvolvidas na área.

Além do legado agrícola, a expansão urbana observada na bacia hidrográfica pode estar contribuindo para a manutenção desses contaminantes no ambiente. A impermeabilização do solo aumenta o escoamento superficial, favorecendo o transporte de partículas contaminadas para o lago. Segundo Meftaul (2020), os pesticidas podem ser liberados no ambiente urbano em diferentes etapas, como durante a produção, o transporte, o armazenamento inadequado, o carregamento de equipamentos, o enxágue de tanques após a aplicação e por meio da deriva. Essas são algumas das vias de emissão desses compostos, contribuindo para a contaminação do meio ambiente. A aplicação de pesticidas domésticos em superfícies

impermeáveis, é um cenário comum, e presume-se que esses pesticidas domésticos acabem em águas superficiais e subterrâneas por causa da chuva e fontes de água.

Embora os resultados obtidos não permitam identificar diretamente a origem dos pesticidas detectados, não se pode descartar a influência da circulação transfronteiriça de produtos agrícolas irregulares. Fiorotti, Cardin e Colognese (2020) destacam que o comércio ilegal de agrotóxicos tem assumido proporções importantes no Brasil. Com base em dados do Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Vegetal (SINDIVEG), os autores relatam que a participação da importação irregular de agrotóxicos nas apreensões realizadas no país aumentou de aproximadamente 5% para 50% ao longo dos últimos anos. Além disso, estimativas do setor indicam que os produtos ilegais corresponderam a cerca de 30% do consumo doméstico de agrotóxicos em 2016, movimentando aproximadamente US\$ 3 bilhões.

O contrabando de agrotóxicos para o Brasil apresenta-se como uma atividade atrativa econômica, devido a diferença de preços, que pode atingir proporções de até 1/5 ou mesmo 1/10 em relação aos valores praticados no mercado nacional. Essa disparidade decorre, principalmente, dos impostos cobrados, da maior rigidez da legislação brasileira quanto à autorização de novas substâncias e, sobretudo, das tarifas de importação, incentivando o crime e o consumo destes produtos (Peringer, 2024).

Nesse contexto, a ocorrência de pesticidas nos sedimentos pode refletir o legado histórico de uso desses compostos, a expansão urbana, a participação antrópica, e também possíveis contribuições associadas à circulação irregular de produtos químicos agrícolas na região.

7 CONCLUSÃO

As análises realizadas evidenciaram a presença de pesticidas organoclorados nos sedimentos do lago do Parque Boa Vista, demonstrando a persistência desses contaminantes no ambiente e confirmando o papel dos sedimentos como reservatórios de poluentes históricos decorrentes das atividades antrópicas na bacia hidrográfica.

A avaliação de risco ecológico indicou diferentes níveis de potencial impacto entre os compostos analisados. As concentrações de Aldrin e 4,4'-DDT apresentaram valores superiores aos níveis de referência adotados, enquanto o Dieldrin indicou possibilidade de efeitos ocasionais sobre a biota aquática. Considerando sua persistência ambiental e o potencial de acumulação desses compostos, sua presença ressalta a importância do acompanhamento contínuo da qualidade dos sedimentos e das condições ambientais do lago.

A não detecção do glifosato nas amostras analisadas não permite concluir sua ausência no ambiente, podendo estar relacionada às limitações analíticas inerentes à determinação desse composto em matrizes complexas, como os sedimentos.

Por sua vez, a análise temporal do uso e ocupação do solo evidenciou profundas transformações na bacia hidrográfica entre 2002 e 2024, marcadas pela expansão urbana e redução das áreas agrícolas. Apesar dessas mudanças, a persistência dos pesticidas nos sedimentos demonstra que os impactos das atividades agrícolas pretéritas permanecem registrados no ambiente, enquanto o processo de urbanização pode contribuir para a remobilização desses contaminantes.

Dessa forma, os resultados reforçam a necessidade de ações contínuas de monitoramento ambiental e de estratégias de gestão voltadas à proteção dos ecossistemas aquáticos urbanos, subsidiando a formulação de políticas públicas e medidas de mitigação dos riscos ecológicos associados à contaminação por pesticidas.

REFERÊNCIAS

AMARANTE JUNIOR, Ozelito Possidônio. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. **Química nova**, v. 25, p. 589-593, 2002.

ANDRÉA, Mara Mercedes. Contaminação do solo por pesticidas. **Biológico**, v. 60, n. 2, p. 63-65, 1998.

BRASIL. **Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002**. Regulamenta a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre agrotóxicos, seus componentes e afins. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 8 jan. 2002. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4074.htm. Acesso em: 1 out. 2025.

BRASIL. **Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília: Casa Civil, 1981.

BROVINI, Emilia Marques; CARDOSO, Simone Jaqueline; QUADRA, Gabrielle Rabelo; VILAS-BOAS, Jéssica Andrade; PARANAÍBA, José R.; PEREIRA, Renata de Oliveira; MENDONÇA, Raquel Fernandes. Glyphosate concentrations in global freshwaters: are aquatic organisms at risk? **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 43, p. 60635-60648, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1186/s12302-022-00630-2.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2025.

CALVA, Laura Georgina; TORRES, Maria del Rocío. Plaguicidas organoclorados. **ContactoS**, v. 30, p. 35-46, 1998.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Quality guidelines**. Winnipeg, [s.d.]. 2002 Disponível em: <https://ccme.ca/en/current-activities/canadian-environmental-quality-guidelines>. Acesso em: [20 de setembro].

CEMBRANEL, Adir Silvério. **Pesticidas em sedimentos de lago urbano**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Glifosato**. São Paulo, 2022.

CCANCCAPA, A.; MASIÁ, A.; NAVARRO-ORTEGA, A.; PICÓ, Y.; BARCELÓ, D. Pesticides in the Ebro River basin: Occurrence and risk assessment. **Environmental Pollution**, v. 211, p. 414-424, 2016.

CCME – Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. **Canadian Environmental Quality Guidelines**. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MB.

CHENG, Na; LIU, Laisheng; HOU, Zelin; WU, Jiapeng; WANG, Qiwen; FU, Yicheng. Pollution characteristics and risk assessment of surface sediments in the urban lakes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 22022-22037, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-020-11831-8>. Acesso em: 14 fev. 2025.

CRISTALE, Joyce; GARCÍA VÁZQUEZ, Alejandro; BARATA, Carlos; LACORTE, Silvia. Retardadores de chama prioritários e emergentes em rios: ocorrência em água e sedimentos, toxicidade por *Daphnia magna* e avaliação de risco. **Meio Ambiente Internacional**, v. 59, p. 232-243, 2013.

DELLAMATRICE, Priscila M.; MONTEIRO, Regina TR. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 1296-1301, 2014.

DERISIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 5 ed. São Paulo: Oficina de textos, 2017.

CALDAS, Sergiane. **QuEChERS**. Laboratório de Análises de Compostos Orgânicos e Metais (LACOM), Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2020. Disponível em: <https://lacom.furg.br/equipe/iniciacao-cientifica-e-tecnologica?view=article&id=1303&catid=2>. Acesso em: 2 jul. 2026.

CARVALHO, Rosany Giavarotti et al. Contaminação ambiental por pesticidas em Mato Grosso do Sul: a contribuição da agroecologia e saúde única neste contexto. **Revista Concilium**, v. 22, n. 4, 2022.

DOONG, Ruey-An; SUN, Ya-Fen; LIAO, Po-Ling; PENG, Chih-Kung; LIN, Yaw-Wen. Composition and distribution of organochlorine pesticide residues in surface sediments from the Wu-Shi River estuary, Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 45, n. 1-12, p. 246-253, 2002.

DUCROCQ, T.; MEREL, S.; MIÈGE, C. Review on analytical methods and occurrence of organic contaminants in continental water sediments. **Chemosphere**, p. 143275, 2024. Disponível em: <https://hal.science/hal-04723037/document>. Acesso em: 22 fev. 2025.

FELTRACCO, Matteo; FERRARI, Giulia; GORLA, Luisa; MARCOMINI, Antonio; CAPODAGLIO, Andrea G. Assessing glyphosate in water, marine particulate matter, and sediments in the Lagoon of Venice. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-9, 2022. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11356-021-16957-x.pdf>. Acesso em: 17 jan. 2025.

FIOROTTI, Cíntia; CARDIN, Eric Gustavo; COLOGNESE, Silvo Antônio. FRONTEIRAS DA ILEGALIDADE. **Revista GeoPantanal**, v. 15, n. 28, p. 61-77, 2020.

FLORES, Araceli Verônica; RODRIGUES, Maria Lúcia; SILVA, José Eduardo; SOUZA, Maria Helena; CARVALHO, Paulo Roberto. Organoclorados: um problema de saúde pública. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, p. 111-124, 2004.

FONSECA, Januário Edson; SILVA, Maria Aparecida; ALMEIDA, Carlos Henrique; SOUSA, Juliana Pereira; MORAES, Ricardo Augusto. Poluição da água e solo por agrotóxicos. **Revista Científica e-Locução**, v. 1, n. 15, p. 25-25, 2019.

FRANCISCO BELTRÃO. Prefeitura Municipal. **Parque Ambiental Boa Vista**. Francisco Beltrão, [s.d]. Disponível em: <<https://franciscobeltrao.pr.gov.br/departamentos/turismo/pontos-turisticos/parque-ambiental-bo-a-vista/>>. Acesso em: 16 maio. 2024.

FRANCISCO BELTRÃO. Prefeitura Municipal. **Plano Diretor de Francisco Beltrão**. Francisco Beltrão: Prefeitura Municipal, 2017. Disponível em: <<https://franciscobeltrao.pr.gov.br/o-municipio/plano-diretor/>>. Acesso em: 12 jun. 2024.

GUERRA, Luana; SILVA, André Luiz; OLIVEIRA, Fernanda Cristina; SANTOS, Marcos Vinícius; SOUZA, Patrícia Gomes; LIMA, Rafael Henrique. **Sedimento aquático e mel de apis mellifera como indicadores de resíduos de pesticidas**. 2022. Tese do Programa de Doutorado em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2022.

GUERRA, Luana; SILVA, João Paulo; OLIVEIRA, Ana Paula; SOUZA, Ricardo Henrique; PEREIRA, Marcos Vinícius; LIMA, Fernanda Cristina. **Compostos organoclorados e organofosforados no sedimento do Rio Parnaíba**. 2019. Dissertação do Mestrado em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2019.

HERNÁNDEZ-RUIZ, Gina María; ÁLVAREZ-OROZCO, Natalia Andrea; RÍOS-OSORIO, Leonardo Alberto. Biorremediación de organofosforados por hongos y bacterias en suelos agrícolas: revisión sistemática. **Ciencia y Tecnología Agropecuaria**, v. 18, n. 1, p. 138-159, 2017.

JAYARAJ, Ravindran; MEGHA, Pankajshan; SREEDEV, Puthur. Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. **Interdisciplinary toxicology**, v. 9, n. 3-4, p. 90-100, 2017.

LAMEAA – Laboratório Multiusuário de Equipamentos e Análises Ambientais. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Disponível em: Página oficial do LAMEAA. Acesso em: 03 out. 2025

LIU, Min *et al.* Chlorinated organic contaminants in surface sediments from the Yangtze Estuary and nearby coastal areas, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 5, p. 672-676, 2003.

LONG, Edward R.; MACDONALD, Donald D.; SMITH, Scott L.; CALDER, Fred D. Incidence of adverse biological effects within ranges of Chemical concentrations in

marine and estuarine sediments. **Environmental management**, v.19, n. 1, p. 81-97, 1995.

MACDONALD, Donald D.; INNERS, E. B.; SMITH, Scott L.; KETCHUM, B. H.; CALDER, Fred D.; KIRBY, M. K. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. **Ecotoxicology**, v. 5, p. 253-278, 1996.

MEFTAUL, Islam Md; VENKATESWARLU, Kadiyala; DHARMARAJAN, Rajarathnam; ANNAMALAI, Prasath; MEGHARAJ, Mallavarapu. Pesticides in the urban environment: a potential threat that knocks at the door. *Science of the Total Environment*, v. 711, p. 134612, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134612.

MENDES, Cássia Regina Alves; LOPES, Fernanda Cristina; SILVA, José Henrique; ALMEIDA, Patrícia Gomes; SANTOS, Ricardo Augusto; PEREIRA, Marcos Vinícius. Agrotóxicos: principais classificações utilizadas na agricultura brasileira-uma revisão de literatura. **Revista Maestria**, n. 17, p. 95-107, 2019.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). 2021 **Legislação**. Disponível em: <<https://www4.planalto.gov.br/legislacao>>. Acesso em: 07 jun. 2024.

MODEL, Kathleen Jenifer. **Pesticidas organoclorados e organofosforados no sedimento do Rio Pelotas**: risco ecológico, distribuição espacial e temporal. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/3076>. Acesso em: 2 jul. 2026.

MUÑOZ, Juan P.; SILVA-PAVEZ, Eduardo; CARRILLO-BELTRÁN, Diego; CALAF, Gloria M. Occurrence and exposure assessment of glyphosate in the environment and its impact on human beings. **Environmental Research**, v. 231, p. 116201, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935123010022>. Acesso em: 28 fev. 2025.

NETO, Nelson Castro; SOUZA, Maria Aparecida de; OLIVEIRA, João Carlos de; SANTOS, Ana Paula dos; LIMA, Ricardo José de. Produção orgânica: uma potencialidade estratégica para a agricultura familiar. **Revista Percorso**, v. 2, n. 2, p. 73-95, 2010.

NOAA – Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (EUA) LONG, E. R. 2002;

OGUNBIYI, O. D.; ADEOLA, A. O.; OLUWASEUN, A. A.; OLUWATOSIN, O. O.; OLUWASEUN, O. O.; OLUWASEUN, O. A.; OLUWASEUN, O. D.; OLUWASEUN, O. F.; OLUWASEUN, O. G.; OLUWASEUN, O. H. Glyphosate-based herbicide: impacts, detection, and removal strategies in environmental samples. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 22, p. 100961, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352801X23000619>. Acesso em: 26 jan. 2025.

OLIVEIRA, Adriana A.; MURRAY, Virgínia SG. Uma revisão de intoxicação por organofosforados. **Toxicologia médica e experiência adversa a medicamentos**, v. 3, p. 350-375, 1988.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Chemical safety: pesticides**. Genebra, 2020. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/questions-and-answers/item/chemical-safety-pesticides>. Acesso em: 16 maio 2024.

PANG, Shimei et al. Microbial degradation of aldrin and dieldrin: mechanisms and biochemical pathways. **Frontiers in Microbiology**, v. 13, p. 713375, 2022.

PAVANI, Nilton Dias. Pesticidas: uma revisão dos aspectos que envolvem esses compostos. LOCAL, 2016.

PEJMAN, Amirhossein et al. A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study. **Ecological indicators**, v. 58, p. 365-373, 2015.

PERES, Frederico; MOREIRA, Josino Costa. **É veneno ou é remédio?: Agrotóxicos, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2003. 384 p.

PERINGER, A. L. O FENÔMENO DO CONTRABANDO DE AGROTÓXICOS NA FRONTEIRA NOROESTE DO RIO GRANDE DO SUL E SEUS IMPACTOS. **Revista (RE)DEFINIÇÕES DAS FRONTEIRAS**, [S. l.], v. 2, n. 6, p. 206–223, 2024. DOI: 10.59731/rdf.v2i6.93. Disponível em: <https://journal.idesf.org.br/index.php/redfront/article/view/93>. Acesso em: 15 jun. 2026.

POPA, C. L. *et al.* Organochlorine pesticides and dissolved organic matter within a system of urban exorheic lakes. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 1, p. 59, 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-019-8003-1>. Acesso em: 02 mar. 2025.

POSSAVATZ, Juliana et al. Resíduos de pesticidas em sedimento de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n. 1, p. 83-96, 2014.

POSTIGO, Cristina; GINEBREDÀ, Antoni; BARBIERI, Maria Vittoria; BARCELÓ, Damià; MARTÍN-ALONSO, Jordi; DE LA CAL, Agustina; BOLEDA, Maria Rosa; OTERO, Neus; CARREY, Raul; SOLÀ, Vinyet; QUERALT, Enric; ISLA, Elena; CASANOVAS, Anna; FRANCÈS, Gemma; LÓPEZ DE ALDA, Miren. Investigative monitoring of pesticide and nitrogen pollution sources in a complex multi-stressor catchment: case study of the lower Llobregat River basin (Barcelona, Spain). **Chemosphere**, v. 270, p. 128617, 2021. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128617.

RISSATO, Sandra Regina; LIBÂNIO, Marcelo; GODOY, Maria Helena; ALMEIDA, Fabiana; GARCIA, José Carlos; MARTINS, José; POLESE, Luciana; CARVALHO, Maria Aparecida. Determinação de pesticidas organoclorados em água de manancial, água potável e solo na região de Bauru, São Paulo. **Química Nova**, v. 27, p. 739-743, 2004.

ROCHA, Julio Cesar; ROSA, André Henrique; CARDOSO, Arnaldo Alves. **Introdução à química ambiental**. 2 ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2009. 256 p.

RUTHES, Juliane Mônica; TOMAZONI, Júlio Caetano; GOMES, Tayoná Cristina. Influência do uso e ocupação do solo no processo erosivo laminar do município de Francisco Beltrão—Sudoeste do Paraná. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 5, n. 2, p. 264-274, 2016.

SANTOS, Viviane Martins Rebello dos; SILVA, André Luiz; PEREIRA, Cláudia Regina; OLIVEIRA, Marcos Vinícius; COSTA, Fernanda Aparecida; ALMEIDA, João Paulo; BARBOSA, Ricardo Henrique. Compostos organofosforados pentavalentes: histórico, métodos sintéticos de preparação e aplicações como inseticidas e agentes antitumorais. **Química Nova**, v. 30, p. 159-170, 2007.

SCHWIENTEK, M.; RÜHLAND, A.; HENSEL, O.; KÖHLER, H.; LORENZ, R.; SCHMIDT, C.; WAGNER, F. Glyphosate contamination in European rivers not from herbicide application? **Water Research**, v. 263, p. 122140, 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313542401039X>. Acesso em: 06 fev. 2025.

SILVA, Célia Maria Maganhotto de S.; FAY, Elisabeth Francisconi. **Agrotóxicos e Ambiente**. 1 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

SILVA, Fernando Carvalho; CARDEAL, Zenilda de Lourdes; CARVALHO, Ciomara Rabelo de. Determination of organophosphorus pesticides in water using SPME-GC-MS. **Química Nova**, v. 22, p. 197-200, 1999.

SILVA, Milayne Tuane dos Santos. **Remoção e degradação de pesticidas em água: uma breve revisão de literatura**. 2025. Trabalho de Conclusão do Curso de Química Industrial, do Centro de Tecnologia, da Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2025. Disponível em <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/34565>. Acesso em: 03 de setembro

SINGH, S.; KUMAR, V.; SINGH, J.; KUMAR, P.; SINGH, R.; KUMAR, N.; SINGH, A. Herbicide glyphosate: toxicity and microbial degradation. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 20, p. 7519, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/17/20/7519/pdf>. Acesso em: 11 jan. 2025.

SOUZA, Larissa Camapum. Análise da legislação sobre agrotóxicos no Brasil: regulação ou desregulação do controle do uso?. **Revista Jurídica da Escola Superior do Ministério Público de São Paulo**, v. 11, n. 1, 2017.

TERZIEV, Venelin; PETKOVA-GEORGIEVA, Stoyanka. Human health problems and classification of the most toxic pesticides. **IJASOS-International E-journal of Advances in Social Sciences**, v. 5, n. 15, 2019.

TSAI, Yi-Hua; LEIN, Pamela J. Mechanisms of organophosphate neurotoxicity. **Current opinion in toxicology**, v. 26, p. 49-60, 2021.

ULRICH, U.; SCHWIENTEK, M.; RÜHLAND, A.; HENSEL, O.; KÖHLER, H.; LORENZ, R.; SCHMIDT, C.; WAGNER, F. Multiple pesticides in lentic small water bodies: exposure, ecotoxicological risk, and contamination origin. **Science of the Total Environment**, v. 816, p. 151504, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721065827>. Acesso em: 09 mar. 2025.

ZHOU, An-xing; LI, Wei; WANG, Yong; ZHANG, Lei; CHEN, Hao; LIU, Ming. Analysis and evaluation of sediment pollutant of secondary rivers of the three gorges reservoir. **Procedia Environmental Sciences**, v. 10, p. 2147-2152, 2011.

ZÚÑIGA, K.; MARTÍNEZ, J.; PÉREZ, L.; GÓMEZ, R.; HERNÁNDEZ, M.; TORRES, A.; RAMÍREZ, F. Nanomaterial-based sensors for the detection of glyphosate. **Water**, v. 14, n. 15, p. 2436, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/15/2436>. Acesso em: 15 fev. 2025.