



UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO - USP

CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA - CENA

RELATÓRIO:

**ANÁLISE DE AGROTÓXICOS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO RIO TIETÊ
(LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA DO CENA/USP)**

Responsáveis: Prof.º Dr Kassio Ferreira Mendes e Nicoli Gomes de Moraes

Piracicaba – SP

2026

1. Introdução

A Lei dos Agrotóxicos, Lei número 14.785 de 2023, define “agrotóxicos” como produtos e agentes de processos físicos ou químicos isolados ou em mistura com biológicos destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e no beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens ou na proteção de florestas plantadas, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos (Brasil, 2023). Além destes usos, alguns agrotóxicos são frequentemente empregados em atividades de dedetização de domicílios, ambientes urbanos e estabelecimentos comerciais, onde atuam como agentes de controle sanitário de vetores e pragas de importância para a saúde pública (Syafudin et al., 2021).

Nas últimas décadas, tem-se observado um crescimento contínuo no consumo mundial de agrotóxicos, em que o Brasil assumiu a posição de maior mercado consumidor desde 2008 (Rigotto et al., 2014). Em 2022, o uso agrícola global atingiu aproximadamente 3,7 milhões de toneladas de ingredientes ativos (FAO, 2025). Em 2024, o Brasil respondeu por cerca de 1,6 milhão de toneladas, com destaque para o Estado de São Paulo como um dos principais polos de consumo, e em conjunto com Minas Gerais, esses estados representaram 17% do valor total do mercado nacional de agrotóxicos (Sindiveg, 2025).

O uso intensivo de agrotóxicos tem levantado preocupação crescente quanto aos impactos ambientais, principalmente relacionados à contaminação do solo e dos recursos hídricos (Silva et al., 2022). Após a aplicação no campo, apenas uma fração do produto atinge efetivamente o organismo-alvo (Duke, 2017), enquanto o restante pode ser redistribuído no ambiente por diferentes processos, incluindo escoamento superficial, lixiviação, volatilização e deriva durante a pulverização (Correia, 2018; Mendes et al., 2023). A diversidade desses mecanismos contribui para a recorrente detecção de agrotóxicos em múltiplos compartimentos ambientais, como águas superficiais, aquíferos subterrâneos e ambientes marinhos (Tudi et al., 2021; Syafudin et al., 2021).

O rio Tietê, um dos principais cursos d’água do estado de São Paulo, possui aproximadamente 1.100 km de extensão e atravessa regiões altamente urbanizadas e áreas de intensa atividade agrícola (Barrella & Petrere Jr, 2003). Ao longo de seu percurso, o rio recebe aportes provenientes de esgoto doméstico, efluentes industriais e escoamento agrícola, o que o torna vulnerável à contaminação por diferentes classes de poluentes (de Araujo & Bonotto, 2025). Além de sua relevância ambiental, o rio Tietê

possui papel estratégico no abastecimento hídrico e na geração de energia no estado de São Paulo (Urbanski & Nogueira, 2024).

Tendo em vista a importância do rio Tietê e a escassez de estudos abrangentes sobre a ocorrência de agrotóxicos em suas águas, torna-se fundamental investigar a distribuição espacial e os níveis de concentração dessas substâncias. As informações geradas poderão subsidiar estratégias de monitoramento ambiental, gestão dos recursos hídricos e proteção dos ecossistemas aquáticos, principalmente em um contexto de uso intensivo de agrotóxicos ao longo da bacia. Além disso, poderão apoiar a formulação de políticas públicas voltadas à mitigação de impactos ambientais e à preservação da qualidade da água.

considerando que não existem estudos abrangentes sobre o tema nesse rio

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

Avaliar a ocorrência, distribuição espacial e níveis de concentração de agrotóxicos nas águas superficiais do rio Tietê, desde a sua nascente até a sua foz, por meio da análise cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massas sequencial (LC-MS/MS) e cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas (GC-MS).

2.2. Objetivos específicos

- Validar um método analítico por LC-MS MS para avaliar agrotóxicos em águas superficiais;
- Detectar e quantificar diferentes classes de agrotóxicos (herbicidas, fungicidas e inseticidas) em 14 pontos representativos da bacia do rio Tietê;
- Identificar moléculas adicionais por GC-MS em modo SCAN, com base na biblioteca de dados da *National Institute of Standards and Technology* (NIST); e
- Contribuir com dados científicos que subsidiem programas de monitoramento ambiental e gestão da qualidade hídrica no rio Tietê.

3. Material e Métodos

3.1. Materiais e reagentes

Os padrões analíticos dos agrotóxicos utilizados neste estudo, com pureza acima de 95,8%, foram adquiridos principalmente da AccuStandard (New Haven, CT, EUA), Sigma-Aldrich (St. Louis, MO, EUA), BASF (Ludwigshafen am Rhein, Alemanha), Bayer (Leverkusen, Alemanha) e Dr. Ehrenstorfer (Augsburg, Alemanha). Os padrões incluíram: dimethoate, methidathion, acetamiprid, azoxystrobin, benalaxyl, bromacil, bromuconazole, chlorfluazuron, cyproconazole, diflubenzuron, fenpropathrin, fenpyroximate, iprodione, linuron, prometryn, sulfometuron-methyl, tebufenozide, tebuthiuron, thiacloprid, triadimenol, imazamox, metribuzin, oxadiazon, metalaxyl-m, alachlor, ametryn, atrazine, bentazone, carfentrazone-ethyl, clomazone, difenoconazole, diuron, fipronil, fludioxonil, hexazinone, imidacloprid, indaziflam, malathion, mesotrione, propamocarb, pyraclostrobin, saflufenacil, tebuconazole, terbuthylazine, thiamethoxam e trifloxystrobin.

Os solventes metanol e acetonitrila grau HPLC ($\geq 99,9\%$) e o n-hexano foram adquiridos da Sigma Aldrich. O ácido fórmico ($\geq 90\%$) e ácido acético ($\geq 99,7\%$) foram adquiridos da J.T. Barker (Radnor, PA, USA) e a água ultrapura foi obtida por sistema Millipore (Massachusetts, EUA).

3.2. Análise de agrotóxicos em águas superficiais

Este estudo avaliou a presença de 46 agrotóxicos (13 fungicidas, 20 herbicidas e 13 inseticidas) em água superficial de 14 pontos (P1 = Salesópolis; P2 = Mogi das Cruzes; P3 = Guarulhos; P4 = Osasco; P5 = Pirapora do Bom Jesus; P6 = Salto; P7 = Anhembi; P8 = Botucatu; P9 = Barra Bonita; P10 = Bariri; P11 = Ibitinga; P12 = Promissão; P13 = Avandava; P14 = Itapura) ao longo rio Tietê por LC-MS/MS. Dentre os agrotóxicos analisados, 32 são autorizados para uso na cultura da cana-de-açúcar, 7 em uso domissanitário, 34 na cultura da soja, 25 na cultura de citrus, 19 em plantações florestais (eucalipto e pinus) e 36 em horticultura. Esses usos refletem o perfil de ocupação da bacia hidrográfica do rio Tietê, principalmente nas regiões do médio e baixo Tietê, onde a atividade agrícola constitui um dos principais usos do solo.

Na Tabela 1, os agrotóxicos avaliados neste estudo estão separados por classe (fungicida, herbicida e inseticida) e estão listadas algumas de suas propriedades físico-químicas, incluindo valores de solubilidade em água (S_w), pressão de vapor (PV), constante de dissociação ácida/básica (pKa/pKb), constante de partição octanol-água (Log K_{ow}), tempo de meia-vida da degradação no solo (DT₅₀ em solo) e hidrólise aquosa (DT₅₀ em água).

Tabela 1. Propriedades físico-químicas dos agrotóxicos avaliados, incluindo classe, grupo químico, solubilidade em água (S_w), pressão de vapor (PV), constante de dissociação ácida/básica (pKa ou pKb), coeficiente de partição octanol-água ($\log K_{ow}$), tempo de meia-vida da degradação no solo (DT_{50} solo) e tempo de meia-vida da degradação por hidrólise aquosa (DT_{50} hidrólise).

Agrotóxico	Classe	S_w	VP	pKa/pKb	Log K_{ow}	DT_{50} Solo	Hidrólise
		($mg L^{-1}$, 20°C)	(mPa, 20°C)	25°C	pH 7, 20°	(dia, 20°C)	aquosa - DT_{50} (dia, 20°C)
Azoxystrobin		6,7	1,10E-07	ND	2,5	78	Estável
Benalaxyl		28,6	5,72E-01	ND	3,54	33,2	365
Bromuconazole		48,3	4,00E-03	pKa1:2,75; pKa2:-4,02 (a)	3,24	190	30
Cyproconazole		93	2,60E-02	ND	3,09	142	Estável
Difenoconazole		15	3,33E-05	1,07 (a)	4,36	133	Estável
Fludioxonil	Fungicida	1,8	3,90E-04	pKa1:0; pKa2:14,1 (a)	1,8	234	Estável
Iprodione		6,8	5,10E-04	ND	2,99	36,2	4,5
Metalaxyl-M		26000	3,30E+00	ND	1,71	6,64	Estável
Propamocarb		900000	7,30E+02	9,5 (b)	0,84	14	–
Pyraclostrobin		1,9	2,60E-05	ND	3,99	2,2	Estável
Tebuconazole		36	1,30E-03	5 (a)	3,7	63	Estável
Triadimenol		72	5,00E-04	ND	3,18	250	Estável
Trifloxystrobin		0,61	3,40E-03	ND	4,5	0,34	40
Alachlor		240	2,90E+00	0,62 (a)	3,09	14	0,5
Ametryn		200	3,65E-01	4,1 (b)	2,63	37	Estável
Atrazine		35	3,90E-02	1,7 (b)	2,7	75	86
Bentazone	Herbicida	7112	1,70E-01	3,51 (a)	-0,46	20	Estável
Bromacil		815	4,10E-02	9,27 (a)	1,88	60	Estável
Carfentrazone-ethyl		29,3	1,10E-02	ND	3,7	1	9,8
Clomazone		1212	1,91E+00	ND	2,58	26,8	Estável

Diuron	35,6	1,15E-03	ND	2,87	146,6	Estável
Hexazinone	33000	3,00E-02	2,2 (b)	1,17	105	56
Imazamox	626000	6,30E-08	pKa1: 2,3; pKa2: 3,3 (a)	-2,9	200,2	Estável
Indaziflam	2,8	2,50E-05	3,5 (a)	2,8	150	_
Linuron	63,8	5,10E-02	ND	3	57,6	1460
Mesotrione	1500	5,70E-03	3,12 (a)	0,11	19,6	Estável
Metribuzin	10700	1,21E-01	pKa1: 1,3; pKa2: 12,8 (a)	1,7	7,03	Estável
Oxadiazon	0,57	6,70E-01	ND	5,33	502	31
Prometryn	33	1,30E-01	9,95 (b)	3,34	41	Estável
Saflufenacil	2100	4,50E-12	4,41 (a)	2,6	20	_
Sulfometuron-methyl	244	0	5,2 (a)	-0,51	24	Estável
Tebuthiuron	2500	2,70E-01	ND	1,79	400	64
Terbuthylazine	6,6	1,52E-01	1,9 (b)	3,4	72	Estável
Acetamiprid	2950	1,00E-03	0,7 (b)	0,8	1,6	Estável
Chlorfluazuron	0,016	1,00E-05	8,1 (a)	5,8	90	Estável
Diflubenzuron	0,08	1,20E-04	ND	3,89	3	96
Dimethoate	25900	2,50E+00	ND	0,75	2,5	68
Fenpropathrin	0,33	7,60E-01	ND	6,04	34	1130
Fenpyroximate	0,021	9,21E-03	ND	5,7	135,1	9,4
Fipronil	3,78	2,00E-03	ND	3,75	142	Estável
Imidacloprid	610	4,00E-07	ND	0,57	191	Estável
Malathion	148	3,10E+00	ND	2,75	0,17	6,2
Methidathion	240	2,50E-01	ND	2,57	10	27
Tebufenozide	0,83	1,56E-04	ND	4,25	400	Estável
Thiaclopride	184	3,00E-07	ND	1,26	0,88	Estável
Thiamethoxam	4100	6,60E-06	ND	-0,13	50	Estável

S_w = Solubilidade em água; PV = Pressão de vapor; K_{ow} = Coeficiente de partição octanol-água; DT₅₀ = Tempo de meia-vida da degradação; (a) = ácido; (b) base; _ = Dado não disponível.

Em cada ponto foi coletado 1 L de água. As amostras foram filtradas em membranas de fibra de vidro de 0,45 μm e tiveram o pH ajustado para 6 com ácido acético, quando necessário. A concentração dos analitos foi realizada por extração em fase sólida com cartuchos Oasis HLB, previamente condicionados com 10 mL de metanol e diclorometano na proporção 1:1 e depois com 10 mL de água ultrapura. Após a passagem das amostras, os cartuchos foram secos a vácuo e os compostos retidos foram eluídos com a mesma mistura de solventes. O eluato foi evaporado até a secura sob fluxo suave de nitrogênio, reconstituído em solução água-acetonitrila acidificada e transferido para frascos cromatográficos.

As análises químicas foram realizadas por LC-MS/MS com ionização por *electrospray* nos modos positivo e negativo, utilizando monitoramento dinâmico de reações múltiplas (dMRM). As razões massa/carga (m/z) dos íons precursores, bem como seus respectivos íons produtos, energias de colisão e de fragmentação (V), além do tempo de retenção de cada molécula investigada e polaridade estão listados na Tabela 2. Foi utilizado um sistema LC da série 1200 (Agilent) acoplado a um espectrômetro de massas Agilent 6410 Triple Quadrupolo. A separação cromatográfica ocorreu em coluna C18 (2,1 \times 150 mm; 3,5 μm) a 25°C, com vazão de 0,5 mL min^{-1} , injeção de 10 μL e em modo gradiente, em que as fases móveis foram (A) água e (B) acetonitrila, ambas acidificadas com ácido fórmico a 0,1%. A fonte operou a 350 °C, com vazão de gás de 10 L min^{-1} , nebulização a 50 psi e voltagem capilar de 4000 V.

Tabela 2. Tempo de retenção, íon precursor e íons produtos, energia de colisão e de fragmentação e polaridade dos agrotóxicos analisados.

Agrotóxico	TR (min)	Íon precursor (m/z)	Frag (V)	Íons produtos (m/z)	CE (V)	Polaridade
Acetamiprid	2,7	223,1	70	126; 90	17; 33	+
Alachlor	14,4	270	80	238; 162	5; 15	+
Ametryn	3,9	228	80	186; 68	19; 38	+
Atrazine	7,3	216,2	100	174,2; 104,1	16; 24	+
Azoxystrobin	13,4	404,2	100	372,1; 344,1	10; 24	+
Benalaxyl	15,6	326	90	208; 148	12; 20	+
Bentazone	7,8	239	70	196,6; 131,7	19; 26	-
Bromacil	3,7	261	100	205; 162	20; 20	+
Bromuconazole	12,7	378	70	158,9; 70	30; 20	+
Carfentrazone-ethyl	15,7	412,1	120	366,1; 346,1	16; 24	+
Chlorfluazuron	20,1	539,9	120	383; 158	23; 18	+
Clomazone	10,9	240,1	70	125,1; 89,1	32; 68	+
Cyproconazole	12,1	292,2	100	125; 70,1	30; 20	+
Difenoconazole	15,8	408	116	252,9; 152	35; 93	+

Diflubenzurom	12,2	308,9	70	288,9; 155,9	14; 14	-
Dimethoate	2,6	230	70	199,1; 125,1	2; 17	+
Diuron	9,6	233,1	100	72,2; 46,3	17; 13	+
Fenprothrin	20,9	350,2	70	125,1; 152	9; 20	+
Fenpyroxamate	19,9	422,1	96	366,2; 134,8	25; 47	+
Fipronil	13,5	435	80	330; 250	25; 25	-
Fludioxonil	11	246,9	80	180,9; 179,8	30; 40	-
Hexazinone	3,9	253	70	171; 71	20; 32	+
Imazamox	2	306	75	261; 146	28; 32	+
Imidacloprid	2,3	256,1	90	209; 175	10; 20	+
Indaziflam	10,2	302,1	90	158; 138	23; 36	+
Iprodione	14,4	329,9	71	244,9; 161,9	21; 37	+
Linuron	12,3	249	100	182; 160	11; 13	+
Malathion	14,5	330,9	78	127,1; 99,1	17; 31	+
Mesotrione	6,6	338	70	291,16; 212,12	16, 28	-
Metalaxyl-M	9,3	280	90	220; 160	7; 20	+
Methidathion	12,4	303	60	145; 85,1	1; 15	+
Metribuzin	5,1	215	110	187,1; 84,1	13; 19	+
Oxadiazon	19,2	345	70	303; 220	14; 19	+
Prometryn	5,8	242,3	130	200,1; 158,1	15; 21	+
Propamocarb	0,9	189,1	91	102; 73,9	23; 33	+
Pyraclostrobin	16,7	388,1	98	163,2; 149	33; 30	+
Saflufenacil	13,3	501,1	160	459; 349	8; 24	+
Sulfometuron-methyl	7,2	365	100	199; 150	15; 15	+
Tebuconazole	13,6	308,2	110	125; 70,2	40; 20	+
Tebufenozide	15,2	353,4	60	297,1; 203,1	1; 3	+
Tebuthiuron	3,5	229,1	120	172,1; 116	15; 20	+
Terbuthylazine	11,7	230,2	70	174,1; 132	13; 23	+
Thiamethoxam	1,6	292,1	80	211,1; 181	5; 19	+
Tiaclopride	4,1	253	90	186,1; 126	10; 17	+
Triadimenol	11,5	296,1	70	227,1; 70,1	5; 7	+
Trifloxystrobin	17,8	409,3	100	206; 186	9; 13	+

TR = Tempo de retenção; Frag = Energia de fragmentação; EC = Energia de colisão.

A validação do método analítico seguiu as diretrizes da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2017) e SANTE (2021). Foram avaliados seletividade, limites de detecção (LoD) e quantificação (LoQ), linearidade, precisão e exatidão.

As amostras previamente analisadas por LC-MS/MS foram evaporadas sob nitrogênio e ressuspendidas em 0,5 mL de n-hexano para análise por um cromatógrafo gasoso (Agilent Technologies, modelo 7820A) acoplado a um espectrômetro de massa (Agilent Technologies, 5975C, EUA). As análises por GC-MS foram realizadas em um sistema Agilent 7820A acoplado a um espectrômetro de massas 5975C, com ionização por impacto eletrônico. Utilizou-se uma coluna HP-5 ms (30 m × 0,25 mm × 0,25 µm), hélio como gás de arraste (1 mL min⁻¹) e injeção splitless de 2 µL. O forno iniciou a 50 °C, com rampas de aquecimento até 280 °C e tempo total de corrida de 31,1 min. O MS

operou em modo SCAN (m/z 50–500, 70 eV), com temperaturas da fonte e quadrupolo de 250 °C e 200 °C. A identificação dos compostos foi feita com base na biblioteca de dados da NIST e foi adotado um índice mínimo de similaridade de 90%.

3.3. Análise estatística

As concentrações dos agrotóxicos em cada ponto de coleta foram expressas como média \pm desvio padrão. A organização dos dados, cálculos preliminares e construção das planilhas foram realizados no software Microsoft Excel (Microsoft Corporation, Redmond, WA, EUA), enquanto a figura foi elaborada no OriginPro (versão 2025, OriginLab Corporation, Northampton, MA, EUA).

4. Resultados e discussão

3.4. Ocorrência de agrotóxicos em água superficial do rio Tietê

O método analítico utilizado para a análise dessas moléculas em água superficial apresentou desempenho adequado. Os LoD e LoQ variaram entre 0,09 a 16,10 ng L⁻¹ e 0,30 a 43,68 ng L⁻¹, respectivamente. As curvas de calibração apresentaram coeficientes de determinação (R^2) superiores a 0,99, demonstrando linearidade em toda a faixa analisada. O efeito de matriz foi baixo para a maior parte das substâncias, exceto para 6 moléculas (imidacloprid, sulfometuron-methyl, clomazone, tebuconazole, iprodione e pyraclostrobin) em que houve supressão ou aumento do sinal, e devido a isso, optou-se por construir todas as curvas na matriz. A quantificação foi realizada por calibração externa. As recuperações obtidas em três níveis de fortificação atenderam aos critérios estabelecidos pela Anvisa (2017) e pela SANTE (2021), em que a maioria ficou na faixa de 70 a 120%. A repetibilidade, expressa como desvio padrão relativo (RSD), foi inferior a 20% para todos os analitos, o que evidenciou boa precisão do método.

Dos agrotóxicos investigados, 25 foram detectados ao menos uma vez ao longo dos diferentes pontos de amostragem (não necessariamente no mesmo ponto), sendo 7 fungicidas (propamocarb, metalaxyl-m, cyproconazole, azoxystrobin, tebuconazole, trifloxystrobin e fludioxonil), 13 herbicidas (tebuthiuron, hexazinone, ametryn, bromacil, metribuzin, prometryn, atrazine, diuron, indaziflam, clomazone, terbuthylazine, mesotrione e bentazone) e 5 inseticidas (thiamethoxam, imidacloprid, acetamiprid, malathion e fipronil). Os agrotóxicos mais frequentemente detectados foram tebuthiuron e clomazone, presentes em todos os pontos (100%), seguidos por diuron (92,86%) e por cyproconazole, hexazinone, atrazine, terbuthylazine e acetamiprid (85,71%) (Figura 1).

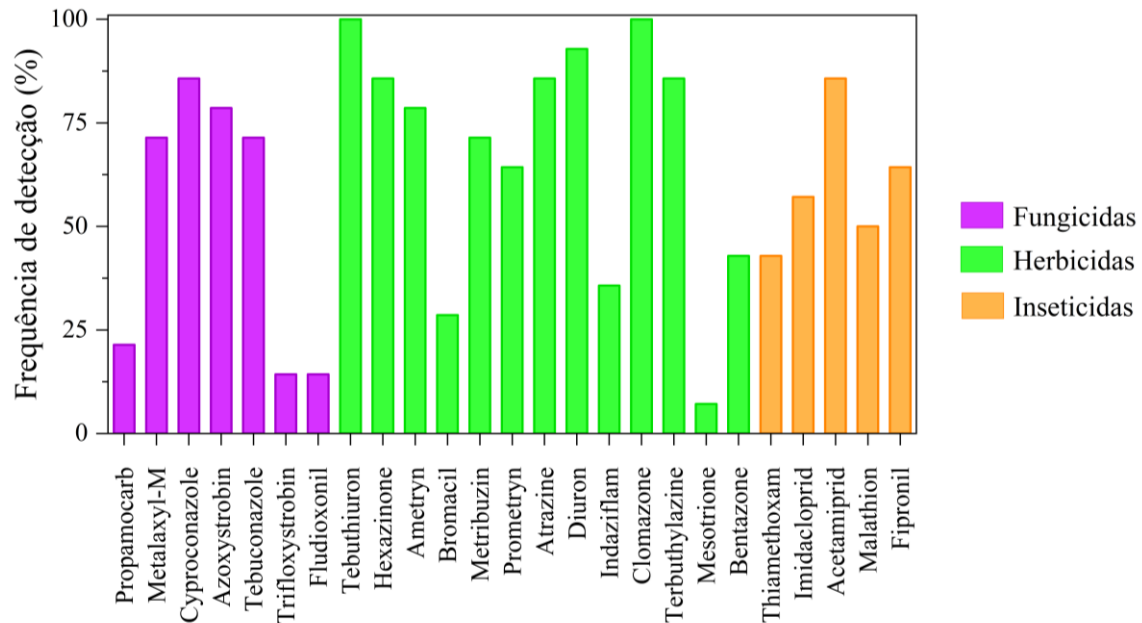


Figura 1. Frequência de detecção de agrotóxicos em amostras de água superficial do rio Tietê.

Na Tabela 3 estão organizadas as médias das concentrações encontradas dos agrotóxicos em cada ponto de coleta. Os maiores valores foram observados nos P5 a P9, com destaque para os fungicidas cyproconazole e tebuconazole, para os herbicidas ametryn, atrazine, diuron e clomazone, e para o inseticida imidacloprid, com valores que alcançaram a faixa de ppb ($\mu\text{g L}^{-1}$). Essas regiões caracterizam-se por intensa atividade agrícola, com predominância de grandes culturas, como cana-de-açúcar, soja, citrus e café.

Tabela 3. Concentrações médias (ng L⁻¹ ± desvio padrão) dos agrotóxicos detectados em amostras de água superficial coletadas em 14 pontos ao longo do rio Tietê.

Agrotóxico	P1	P2	P3	P4	P5	P 6	P 7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14
Acetamiprid	<LoD	<LoD	5,97 ± 0,67	19,25 ± 0,56	18,76 ± 0,88	33,05 ± 3,36	114,78 ± 2,13	125,76 ± 0,37	82,25 ± 3,29	59,42 ± 0,42	22,46 ± 1,35	41,41 ± 0,57	30,09 ± 2,24	3,04 ± 0,37
Ametryn	<LoD	<LoD	23,05 ± 0,39	<LoD	17,74 ± 0,92	434,25 ± 3,67	429,38 ± 2,01	1188,80 ± 0,79	241,24 ± 1,68	155,11 ± 1,61	33,26 ± 0,68	50,56 ± 1,08	48,88 ± 1,56	12,63 ± 0,67
Atrazine	<LoD	<LoD	64,12 ± 4,69	49,26 ± 1,98	4880,55 ± 74,24	14249,34 ± 276,00	3472,42 ± 30,68	442,59 ± 3,14	899,85 ± 19,75	771,32 ± 21,13	416,97 ± 16,36	256,59 ± 4,98	231,24 ± 14,19	59,34 ± 2,42
Azoxystrobin	<LoD	<LoD	<LoD	44,89 ± 1,84	241,80 ± 14,02	580,22 ± 10,11	60,16 ± 5,46	171,28 ± 4,60	269,14 ± 11,23	108,93 ± 3,82	26,62 ± 1,98	54,89 ± 3,37	42,20 ± 1,62	16,09 ± 2,66
Bentazone	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	9,34 ± 0,07	14,67 ± 0,29	<LoD	5,18 ± 0,09	11,97 ± 0,28	11,19 ± 0,61	9,88 ± 0,04	<LoD	<LoD	<LoD
Bromacil	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	7,39 ± 1,25	<LoD	16,31 ± 0,88	12,53 ± 0,61	5,04 ± 1,23	<LoD	<LoD	<LoD
Clomazone	5,91 ± 0,26	14,54 ± 0,61	126,66 ± 1,75	31,17 ± 0,59	950,32 ± 14,51	1554,60 ± 3,84	42,37 ± 0,60	99,58 ± 1,84	64,59 ± 1,10	79,19 ± 1,88	55,10 ± 1,06	10,12 ± 0,58	6,31 ± 0,42	0,91 ± 0,03
Cyproconazole	<LoD	<LoD	12,00 ± 0,93	6,84 ± 0,46	2110,45 ± 22,10	6065,77 ± 81,64	78,65 ± 2,78	100,21 ± 1,03	74,52 ± 1,55	58,64 ± 1,32	41,14 ± 0,75	55,74 ± 1,84	54,57 ± 0,75	33,40 ± 0,75
Diuron	<LoD	17,29 ± 0,10	136,45 ± 7,63	103,85 ± 0,30	983,27 ± 15,39	1329,71 ± 22,63	243,34 ± 4,89	265,50 ± 7,14	193,91 ± 4,77	141,01 ± 3,60	94,40 ± 3,80	86,03 ± 3,85	76,05 ± 6,17	23,21 ± 1,09
Fipronil	<LoD	3,14 ± 0,10	6,36 ± 0,21	<LoD	15,24 ± 0,10	168,29 ± 0,40	25,24 ± 0,39	24,78 ± 0,50	15,55 ± 0,70	8,36 ± 0,28	6,41 ± 0,11	<LoD	<LoD	<LoD
Fludioxonil	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	22,60 ± 1,17	38,65 ± 0,65	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD
Hexazinone	<LoD	<LoD	1,67 ± 0,07	1,37 ± 0,09	221,34 ± 2,98	337,06 ± 2,71	86,79 ± 0,21	53,40 ± 0,74	44,81 ± 0,15	35,11 ± 0,26	27,95 ± 0,96	18,03 ± 0,14	17,65 ± 0,52	12,48 ± 0,29
Imidacloprid	<LoD	<LoD	<LoD	27,68 ± 5,90	723,04 ± 28,92	1116,77 ± 2,64	83,87 ± 3,83	88,50 ± 7,04	65,43 ± 1,48	41,91 ± 4,29	28,13 ± 1,88	<LoD	<LoD	<LoD
Indaziflam	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	0,98 ± 0,15	0,90 ± 0,11	0,71 ± 0,10	0,92 ± 0,05	0,81 ± 0,18	<LoD
Malathion	2,27 ± 0,12	7,36 ± 0,76	1,73 ± 0,08	<LoD	8,00 ± 0,49	4,85 ± 0,78	<LoD	7,77 ± 0,17	<LoD	<LoD	4,08 ± 0,34	<LoD	<LoD	<LoD

Mesotrione	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	144,76 ± 2,05	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD
MetalaxyI-M	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	71,83 ± 1,57	241,93 ± 6,90	929,47 ± 20,92	71,23 ± 4,19	34,11 ± 0,36	29,71 ± 0,83	12,95 ± 0,56	6,54 ± 0,21	5,86 ± 0,35	1,89 ± 0,08
Metribuzin	18,51 ± 0,18	<LoD	15,32 ± 0,48	17,72 ± 0,80	48,69 ± 0,50	42,15 ± 0,58	23,17 ± 0,65	23,43 ± 0,21	14,89 ± 0,15	22,37 ± 0,75	17,27 ± 0,49	<LoD	<LoD	<LoD
Prometryn	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	18,51 ± 0,57	34,00 ± 0,66	50,37 ± 0,76	209,89 ± 0,09	45,08 ± 1,00	3,20 ± 0,22	55,35 ± 1,47	55,71 ± 1,98	5,08 ± 0,08
Propamocarb	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	6,46 ± 0,26	36,15 ± 1,57	5,96 ± 0,71	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD
Tebuconazole	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	1152,11 ± 21,13	3102,67 ± 22,63	378,55 ± 4,34	537,83 ± 10,00	248,88 ± 4,09	160,77 ± 1,28	72,91 ± 0,40	41,90 ± 0,87	35,69 ± 1,65	9,02 ± 0,61
Tebuthiuron	1,51 ± 0,26	3,33 ± 0,14	13,97 ± 0,55	9,33 ± 0,21	108,84 ± 3,91	154,15 ± 2,81	397,44 ± 6,31	215,74 ± 2,15	296,00 ± 7,66	247,32 ± 5,46	102,79 ± 4,41	75,91 ± 0,72	74,05 ± 3,10	32,24 ± 1,54
Terbuthylazine	<LoD	<LoD	4,66 ± 0,16	10,86 ± 0,29	54,41 ± 2,02	79,77 ± 1,91	116,82 ± 2,14	358,99 ± 9,30	37,10 ± 0,87	31,30 ± 1,05	22,77 ± 0,68	30,91 ± 2,52	27,94 ± 2,09	3,39 ± 0,18
Thiamethoxam	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	330,45 ± 11,03	998,08 ± 41,94	840,69 ± 12,26	110,84 ± 7,75	91,20 ± 16,12	46,92 ± 2,74	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD
Trifloxystrobin	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	1,45 ± 0,15	3,44 ± 0,15	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD	<LoD

<LoD = Menor do que o limite de detecção. Valores em negrito indicam concentrações maiores do que 1 µg L⁻¹. P1 = Salesópolis; P2 = Mogi das Cruzes; P3 = Guarulhos; P4 = Osasco; P5 = Pirapora do Bom Jesus; P6 = Salto; P7 = Anhembi; P8 = Botucatu; P9 = Barra Bonita; P10 = Bariri; P11 = Ibitinga; P12 = Promissão; P13 = Avanhandava; P14 = Itapura

Embora a nascente esteja situada em uma área preservada, foram detectados os agrotóxicos tebuthiuron, metribuzin, clomazone (herbicidas) e malathion (inseticida). A presença dessas substâncias na nascente pode estar relacionada aos usos do solo do entorno, caracterizado pelo cultivo de hortaliças. Ademais, essas quatro moléculas apresentam média a elevada S_w (2500, 10.700, 1.212 e 148 mg L⁻¹, respectivamente), o que favorece seu transporte tanto por escoamento superficial, quanto por águas subterrâneas e por precipitação atmosférica. Em um estudo realizado por Dias et al. (2025), foram encontrados 14 agrotóxicos e 5 produtos de degradação em água de chuva do estado de São Paulo, em concentrações da mesma ordem de grandeza daquelas observadas em ecossistemas aquáticos, evidenciando que a precipitação atmosférica representa uma via relevante de aporte de agrotóxicos ao ambiente, inclusive em águas superficiais.

Desde 2004, o uso da atrazine foi proibido em países da União Européia devido ao elevado risco de contaminação do ambiente aquático e potenciais efeitos à saúde humana (Bethsass & Colangelo, 2006; De Caroli Vizioli et al., 2023). No entanto, a atrazine permanece entre os herbicidas mais utilizados no Brasil, com uso autorizado em culturas como cana-de-açúcar, soja, milho e café, que correspondem às principais atividades agrícolas da bacia hidrográfica do rio Tietê, além de aplicações aéreas e usos não agrícolas, incluindo florestas, acostamentos de rodovias, ferrovias, cercas e pastagens (Anvisa, 2025).

As elevadas concentrações de atrazine encontradas nos pontos P5, P6 e P7 (4880,55; 14249,34 e 2372,42 ng L⁻¹, respectivamente) são superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces (2000 ng L⁻¹) (Brasil, 2005). No Brasil, essa resolução constitui a principal normativa que estabelece limites para agrotóxicos em águas naturais, no entanto, apenas um número restrito de substâncias é contemplado, sendo a atrazine a única dentre os compostos investigados neste estudo. Esse cenário evidencia uma lacuna regulatória frente à ampla diversidade de agrotóxicos com uso autorizado no país.

Os fungicidas triazóis, como cyproconazole e tebuconazole, atuam na inibição da biossíntese de ergosterol através da inibição da enzima lanosterol 14- α -desmetilase e têm sido associados a efeitos adversos em algas, invertebrados e peixes, incluindo alterações no crescimento, estresse oxidativo e desregulação endócrina (Huang et al., 2022; Qin et al., 2024). A persistência desses fungicidas na água pode favorecer a

exposição crônica, aumentando o risco de impactos subletais em comunidades aquáticas (Cao et al., 2019; Souders et al., 2019).

Os inseticidas imidacloprid, thiamethoxam e acetamiprid, pertencentes ao grupo dos neonicotinoides foram encontrados em diversos pontos ao longo do rio Tietê, em concentrações que variaram de 46,9 a 998,1, 27,7 a 1 116,8 e 3,0 a 125,8 ng L⁻¹, respectivamente. Esses compostos atuam como antagonistas dos receptores nicotínicos de acetilcolina, e apresentam, portanto, alta toxicidade para invertebrados aquáticos, mesmo em baixas concentrações (Thany, 2025). A exposição a eles pode resultar em redução da mobilidade, alterações comportamentais, mortalidade de macroinvertebrados e consequente desequilíbrio das redes tróficas (Alsafran et al., 2022; Casillas et al., 2022). Apesar de ampla utilização no Brasil, tanto o imidacloprid quanto o thiamethoxam possuem uso restrito em países da União Europeia, tendo em vista seus efeitos tóxicos para os organismos não-alvo, especialmente para abelhas (Epstein et al., 2022).

As concentrações médias de diuron, tebuthiuron, clomazone, fipronil, cyproconazole, hexazinone, terbuthylazine, imidacloprid e acetamiprid foram próximas daquelas observadas em outros estudos de monitoramento de agrotóxicos em regiões agrícolas de alta intensidade no estado de São Paulo (Barizon et al., 2022; Madeira et al., 2023). Em contraste, um estudo realizado no reservatório de Guarapiranga, localizado em uma região mais preservada da Bacia do Alto Tietê, registrou concentrações menores, variando de <0,5 a 162 ng L⁻¹ (López-Doval et al., 2017). Entre os herbicidas, a atrazine foi o composto mais frequente, atingindo 2,4 ng L⁻¹. O carbendazim apresentou a maior concentração entre os fungicidas (162 ng L⁻¹) e também a maior frequência de detecção nesse grupo. Por fim, o fipronil foi o inseticida predominante, com concentração máxima de 1,6 ng L⁻¹.

De modo geral, os riscos associados aos agrotóxicos não dependem exclusivamente da toxicidade intrínseca das moléculas, mas também das concentrações às quais os organismos são expostos e da ocorrência de exposições simultâneas a diferentes substâncias (Barizon et al., 2022). Em ambientes aquáticos, os agrotóxicos são frequentemente encontrados na forma de misturas, nas quais a toxicidade pode ser intensificada em função de interações complexas entre os compostos, incluindo efeitos aditivos, sinérgicos ou antagônicos (Rajmohan et al., 2020). Nessas condições, todos os componentes da mistura podem contribuir para os efeitos tóxicos observados, independentemente de suas concentrações individuais estarem acima ou abaixo da

Concentração Sem Efeito Observado (NOEC) estabelecida para a proteção da vida aquática (Gustavsson et al., 2017).

Por fim, é importante mencionar que a análise por CG-MS identificou três agrotóxicos adicionais de amplo uso: simazine, diethyltoluamide (DEET) e metolachlor. A simazine e o metolachlor são herbicidas, enquanto o DEET é um inseticida comumente utilizado em formulações de repelentes (Tabela 3). Também foi detectada cafeína nos pontos P3 a P6, que é um importante marcador de contaminação por esgoto doméstico devido ao elevado consumo e consequente excreção pela população (Buerge et al., 2003).

Tabela 3. Moléculas adicionais detectadas no rio Tietê por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas (GC-MS), de acordo com a biblioteca NIST, com confiança de 90%.

Molécula	Classe	Pontos
Diethyltoluamide (DEET)	Agrotóxico - Inseticida	P2, P3, P4, P5, P6, P11
Cafeína	Estimulante	P3, P4, P5, P6
Simazine	Agrotóxico - Herbicida	P5, P6
Metolachlor	Agrotóxico - Herbicida	P6

P2 = Mogi das Cruzes; P3 = Guarulhos; P4 = Osasco; P5 = Pirapora do Bom Jesus; P6 = Salto; P11 = Ibitinga.

A detecção de agrotóxicos ao longo do rio Tietê indica que, além das cargas provenientes de esgoto doméstico e efluentes industriais, o uso e o manejo inadequados desses produtos agrícolas constituem uma fonte relevante de contaminação. Nas regiões do médio e baixo Tietê, onde a qualidade da água é relativamente melhor em função dos processos de diluição e autodepuração, a água superficial é amplamente utilizada para o abastecimento urbano. No entanto, os processos convencionais de tratamento de água não são capazes de remover de forma eficiente muitos contaminantes orgânicos presentes na água, o que pode representar um risco adicional de exposição humana a agrotóxicos (Hofman-Caris & Hofman, 2019).

Diante desse contexto, o monitoramento contínuo de agrotóxicos nas águas superficiais é fundamental não apenas para compreender a extensão da contaminação, mas também para subsidiar políticas públicas voltadas à bacia do Tietê, aprimorar a gestão da água no estado de São Paulo e apoiar ações que garantam a proteção dos ecossistemas aquáticos e a manutenção da qualidade da água ao longo de todo o ciclo hidrológico.

4. Conclusões

O estudo mostrou que o rio Tietê apresenta contaminação por herbicidas, inseticidas e fungicidas ao longo de todo o seu percurso, com as maiores concentrações registradas entre os pontos P5 e P9 (Pirapora do Bom Jesus e Barra Bonita), regiões de intensa atividade agrícola. Nesses locais, os agrotóxicos como atrazine, diuron, tebuthiuron, clomazone, cyproconazole e imidacloprid foram detectados em níveis elevados, na ordem de ppb.

A presença de agrotóxicos inclusive na nascente evidencia o transporte por múltiplas rotas ambientais e a influência dos usos agrícolas locais, enquanto a detecção de DEET e cafeína aponta para contribuições urbanas.

Os resultados reforçam que o uso e manejo de agrotóxicos é outro importante fator que exerce pressão sobre a qualidade das águas do Tietê, evidenciando a necessidade de ampliar o monitoramento, melhorar a gestão da bacia hidrográfica e incentivar práticas agrícolas mais sustentáveis.

5. Referências

- Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). (2017). *Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) n° 166, de 24 de julho de 2017: Dispõe sobre a validação de métodos analíticos e dá outras providências*. Diário Oficial da União, 1–21.
- Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). (2025). *Monografia A14 – Atrazina*. Brasília, DF, Brasil.
- Alsafran, M., Rizwan, M., Usman, K., Saleem, M. H., & Jabri, H. Al. (2022). Neonicotinoid insecticides in the environment: A critical review of their distribution, transport, fate, and toxic effects. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108485. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108485>
- Barizon, R. R. M., Kummrow, F., Fernandes de Albuquerque, A., Assalin, M. R., Rosa, M. A., Cassoli de Souza Dutra, D. R., & Almeida Pazianotto, R. A. (2022). Surface water contamination from pesticide mixtures and risks to aquatic life in a high-input agricultural region of Brazil. *Chemosphere*, 308, 136400. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136400>
- Barrella, W., & Petrere Jr, M. (2003). Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). *River Research and Applications*, 19(1), 59–76. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/rra.697>
- Bethsass, J., & Colangelo, A. (2006). European Union Bans Atrazine, While the United States Negotiates Continued Use. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 12(3), 260–267. <https://doi.org/10.1179/oeh.2006.12.3.260>

- Brasil. Lei nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023. Dispõe 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 nºs 7.802, de 11 de julho de 1989, e 9.974, de 6 de junho de 2000, e partes de anexos das Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 9.782, de 26 de janeiro de 1999..
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. (2005). *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União.
- Buerge, I. J., Poiger, T., Müller, M. D., & Buser, H.-R. (2003). Caffeine, an Anthropogenic Marker for Wastewater Contamination of Surface Waters. *Environmental Science & Technology*, 37(4), 691–700. <https://doi.org/10.1021/es020125z>
- Cao, F., Souders, C. L., Li, P., Pang, S., Qiu, L., & Martyniuk, C. J. (2019). Developmental toxicity of the triazole fungicide cyproconazole in embryo-larval stages of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(5), 4913–4923. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3957-z>
- Casillas, A., de la Torre, A., Navarro, I., Sanz, P., & Martínez, M. de los Á. (2022). Environmental risk assessment of neonicotinoids in surface water. *Science of The Total Environment*, 809, 151161. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151161>
- Correia, N. M., 2018. Comportamento dos herbicidas no ambiente. Brasília, DF: Embrapa Hortaliças, 30 p. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1099141/1/DOC160.pdf> (Acesso em 01 de fevereiro de 2026).
- de Araujo, I. G., & Bonotto, D. M. (2025). Evaluating the water quality of Tietê River, São Paulo State, Brazil, during the COVID-19 period. *International Journal of Energy and Water Resources*, 10(1), 22. <https://doi.org/10.1007/s42108-025-00451-y>
- De Caroli Vizioli, B., Silva da Silva, G., Ferreira de Medeiros, J., & Montagner, C. C. (2023). Atrazine and its degradation products in drinking water source and supply: Risk assessment for environmental and human health in Campinas, Brazil. *Chemosphere*, 336, 139289. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139289>
- Dias, M. A., Santos, V. S., Vizioli, B. C., Ferreira, B. S., & Montagner, C. C. (2025). Pesticides in rainwater: A two-year occurrence study in an unexplored environmental compartment in regions with different land use in the State of São Paulo – Brazil. *Chemosphere*, 372, 144093. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144093>

- Duke, S. O., 2017. Pesticide Dose – A Parameter with Many Implications. In: Duke, S. O., Kudsk, P., Solomon, K. American Chemical Society, pp. 1–13. <https://doi.org/10.1021/bk-2017-1249.ch001>
- Epstein, Y., Chapron, G., & Verheggen, F. (2022). What is an emergency? Neonicotinoids and emergency situations in plant protection in the EU. *Ambio*, 51(8), 1764–1771. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01703-5>
- European Commission, Health and Food Safety (SANTE). (2021). *Guidance document on pesticide analytical methods for risk assessment and post-approval control and monitoring purposes* (SANTE/2020/12830, Rev.1). European Commission.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United States, 2024. Pesticides use and trade, 1990–2022. FAOSTAT Analytical Briefs, 89. <https://doi.org/10.4060/cd1486en>
- Gustavsson, M., Kreuger, J., Bundschuh, M., & Backhaus, T. (2017). Pesticide mixtures in the Swedish streams: Environmental risks, contributions of individual compounds and consequences of single-substance oriented risk mitigation. *Science of The Total Environment*, 598, 973–983. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.122>
- Hofman-Caris, R., & Hofman, J. (2019). *Limitations of Conventional Drinking Water Technologies in Pollutant Removal BT - Applications of Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Drinking Water Treatment* (A. Gil, L. A. Galeano, & M. Á. Vicente (eds.); pp. 21–51). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2017_83
- Huang, T., Zhao, Y., He, J., Cheng, H., & Martyniuk, C. J. (2022). Endocrine disruption by azole fungicides in fish: A review of the evidence. *Science of The Total Environment*, 822, 153412. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153412>
- López-Doval, J. C., Montagner, C. C., de Albuquerque, A. F., Moschini-Carlos, V., Umbuzeiro, G., & Pompêo, M. (2017). Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. *Science of The Total Environment*, 575, 1307–1324. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.210>
- Madeira, C. L., Acayaba, R. D., Santos, V. S., Villa, J. E. L., Jacinto-Hernández, C., Azevedo, J. A. T., Elias, V. O., & Montagner, C. C. (2023). Uncovering the impact of agricultural activities and urbanization on rivers from the Piracicaba, Capivari, and Jundiá basin in São Paulo, Brazil: A survey of pesticides, hormones, pharmaceuticals, industrial chemicals, and PFAS. *Chemosphere*, 341, 139954. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139954>
- Mendes, K. F.; Souza, R. N. de; Lima, A. C.; Godoi Junior, M. A., 2023. Understanding the Environmental Behavior of Herbicides: A Systematic Review of Practical Insights. In *Pesticides - Agronomic Application and Environmental Impact. IntechOpen*, pp. 1–27. <https://doi.org/10.5772/intechopen.1002280>
- Qin, L.-T., Lei, Y.-X., Liu, M., Zeng, H.-H., Liang, Y.-P., & Mo, L.-Y. (2024). Toxic

interactions at the physiological and biochemical levels of green algae under stress of mixtures of three azole fungicides. *Science of The Total Environment*, 926, 171771. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171771>

Rajmohan, K. S., Chandrasekaran, R., & Varjani, S. (2020). A Review on Occurrence of Pesticides in Environment and Current Technologies for Their Remediation and Management. *Indian Journal of Microbiology*, 60(2), 125–138. <https://doi.org/10.1007/s12088-019-00841-x>

Rigotto, R. M., Vasconcelos, D. P., Rocha, M. M., 2014. Pesticide use in Brazil and problems for public health. *Cadernos de Saúde Pública*, 30 (7), 1360–1362. <https://doi.org/10.1590/0102-311XPE020714>

Silva, A. A., Mendes, K. F., d'Antonino, L., Pereira, G. A. M., Mielke, K. C., Oliveira Júnior, R. S., 2022. Dinâmica e destino de herbicidas no solo. In: Mendes, K. F.; Silva, A. A. (Orgs.). *Plantas daninhas: herbicidas*. São Paulo: Oficina de Textos, pp. 100–128.

Sindiveg - Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Vegetal. Mercado total de defensivos agrícolas por produtos aplicado. <https://sindiveg.org.br/mercado-total/> (Acesso em 02 de novembro de 2026).

Souders, C. L., Xavier, P., Perez-Rodriguez, V., Ector, N., Zhang, J.-L., & Martyniuk, C. J. (2019). Sub-lethal effects of the triazole fungicide propiconazole on zebrafish (*Danio rerio*) development, oxidative respiration, and larval locomotor activity. *Neurotoxicology and Teratology*, 74, 106809. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ntt.2019.106809>

Syafrudin, M., Kristanti, R. A., Yuniarto, A., Hadibarata, T., Rhee, J., Al-onazi, W. A., Algarni, T. S., Almarri, A. H., & Al-Mohaimed, A. M. (2021). Pesticides in Drinking Water—A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(2), 468. <https://doi.org/10.3390/ijerph18020468>

Thany, S. H. (2025). The mode of action of neonicotinoids and related compounds on insect neuronal nicotinic acetylcholine receptors highlights complex intracellular calcium mechanisms. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 213, 106532. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2025.106532>

Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., Chu, C., Phung, D. T., 2021. Agriculture Development, Pesticide Application and Its Impact on the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (3), 1112. <https://doi.org/10.3390/ijerph18031112>

Urbanski, B., & Nogueira, M. 2024. Excessive Eutrophication as a Chemical Barrier for Fish Fauna Dispersion: A Case Study in the Emblematic Tietê River (São Paulo, Brazil). *Water*, 16 (10), 1383. <https://doi.org/10.3390/w16101383>