

I-373 – OCORRÊNCIA DE MISTURAS DE AGROTÓXICOS NA ÁGUA DE CONSUMO HUMANO NO BRASIL

Taciane de Oliveira Gomes de Assunção⁽¹⁾

Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Mestra e Doutoranda em Engenharia Civil pela UFJF.

Renata de Oliveira Pereira⁽²⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestra em Engenharia Civil pela UFV. Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP). Professora associada do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFJF. Professora efetiva do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PEC) da UFJF.

Endereço⁽¹⁾: Rua José Lourenço Kelmer, s/n - Martelos – Juiz de Fora - MG - CEP: 36036-330 - Brasil - e-mail: taciane.o.g.assuncao@gmail.com

RESUMO

Os agrotóxicos são utilizados na agricultura para controlar e eliminar pragas e ervas daninhas. No entanto, seu uso indiscriminado acarreta sérios danos ao ambiente e à saúde humana. A poluição difusa de corpos hídricos por essas substâncias favorece a ocorrência simultânea de diferentes ingredientes ativos em mananciais de abastecimento, resultando na formação de misturas de agrotóxicos que, por não serem removidos no tratamento convencional da água, podem estar presentes na água distribuída à população. Diante desse cenário, o presente estudo teve como objetivo avaliar a ocorrência de misturas de agrotóxicos na água de consumo humano no Brasil, considerando os compostos listados na Portaria nº 888/2021. A análise foi realizada com base nos dados do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA), abrangendo 22 agrotóxicos no período de 2018 a 2022 em nível municipal, considerando apenas os municípios que apresentaram a quantificação de pelo menos um agrotóxico. Para identificar os agrotóxicos mais frequentes nas misturas, verificou-se em quantos municípios cada um dos 22 agrotóxicos estudados foi quantificado pelo menos uma vez no período. Do total de 5.572 municípios existentes em território nacional, verificou-se que 19,9% apresentaram misturas contendo ao menos um agrotóxico quantificado na água para consumo humano. Esses municípios estão concentrados principalmente nas Regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste do país. A atrazina foi o ingrediente ativo mais quantificado nos municípios brasileiros (772 municípios), enquanto metamidofós (475 municípios) e mancozebe (484 municípios) foram os que possuíram as menores frequências de quantificação na água para consumo humano. Além disso, foi identificada a ocorrência de agrotóxicos proibidos há décadas para uso no Brasil, sugerindo possível uso clandestino. Este estudo representa uma abordagem pioneira sobre o tema no Brasil, sendo fundamental para fomentar discussões sobre misturas de agrotóxicos na água para consumo humano e subsidiar futuras regulamentações.

PALAVRAS-CHAVE: Abastecimento de água; contaminação; qualidade da água; risco à saúde; saúde pública.

INTRODUÇÃO

Os agrotóxicos são compostos químicos utilizados em uma ampla gama de cultivos agrícolas no intuito de controlar e eliminar pragas e ervas daninhas (KAUR *et al.*, 2024). No entanto, ao serem utilizados no ambiente, podem passar por diversos processos, incluindo: absorção pelas plantas; lixiviação, degradação e sorção no solo; escoamento superficial atingindo mananciais de abastecimento; e volatilização para atmosfera (TUDI *et al.*, 2021). Dessa forma, o uso indiscriminado de agrotóxicos pode levar ao desequilíbrio ecológico e à degradação ambiental, impactando interações tróficas como a polinização e o desenvolvimento de organismos não alvos (KAUR *et al.*, 2024). Além de causar prejuízos à saúde humana, como: desenvolvimento de câncer, problemas neurológicos e respiratórios (ZHOU; LI; ACHAL, 2025).

O Brasil ocupa a posição de maior consumidor de agrotóxicos do mundo (FAO, 2024), com comercialização de aproximadamente 801 mil toneladas de ingredientes ativos (IAs) de agrotóxicos apenas em 2022 (IBAMA, 2024). A poluição difusa de cursos d'água por essas substâncias favorece a ocorrência simultânea de diferentes IAs em mananciais de abastecimento no país, resultando na formação de misturas de agrotóxicos (CALDAS *et al.*, 2019; FRANCISCO *et al.*, 2019; MONTAGNER *et al.*, 2019).

Uma mistura química é formada pela combinação de dois ou mais compostos químicos, conhecidos ou não, que podem gerar efeitos em um receptor, humano ou ambiental, independente da fonte e proximidade espacial ou temporal (CATTANEO *et al.*, 2023; USEPA, 1986). As misturas químicas podem ser classificadas em três tipos: (i) intencionais; (ii) não intencionais; e (iii) coincidentes.

Misturas intencionais referem-se a produtos formulados com composição definida, como os produtos de agrotóxicos comercializados contendo dois ou mais IAs. Misturas não intencionais geralmente provêm de uma única fonte, sendo geradas durante a descarga, transporte, uso ou descarte de bens; sua composição pode ser conhecida ou não. Por outro lado, misturas coincidentes possuem diferentes origens, composição desconhecida e variam no espaço e no tempo. Exemplos de misturas coincidentes incluem o uso residencial de pesticidas e a poluição difusa em corpos d'água, decorrente da lixiviação ou escoamento superficial de múltiplos agrotóxicos empregados em propriedades agrícolas (CATTANEO *et al.*, 2023; WEISNER *et al.*, 2021).

OBJETIVOS

Diante do contexto apresentado, o trabalho teve como objetivo avaliar a ocorrência de misturas de agrotóxicos na água de consumo humano no Brasil dos compostos listados na norma de qualidade da água para consumo humano.

Objetivos específicos

- Desenvolver uma metodologia para identificar a ocorrência de mistura de agrotóxicos.
- Avaliar a ocorrência de misturas no âmbito estadual e municipal.
- Verificar quais compostos mais ocorrem nas misturas de agrotóxicos no Brasil no período estudado.

METODOLOGIA UTILIZADA

A ocorrência de misturas de agrotóxicos na água de consumo humano no Brasil foi avaliada com base nas concentrações reportadas no Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano – SISAGUA (2024). Até julho de 2024, o SISAGUA (2024) possuía dados disponíveis para o período de 2014 a 2022. Contudo, os dados referentes aos anos iniciais possuem muitas inconsistências (GOMES *et al.*, 2022). Por esse motivo, optou-se por limitar a base aos últimos cinco anos disponíveis (2018 a 2022).

Para o período escolhido não haviam dados referentes à Portaria nº 888/2021. Dessa forma, realizou-se a extração dos dados de agrotóxicos listados na Portaria de Consolidação (PRC) nº 5/2017, Anexo XX, e que permaneceram na atual portaria (Brasil, 2017, 2021). Portanto, trabalhou-se com os seguintes agrotóxicos: 2,4-D + 2,4,5-T; alacloro; aldicarbe + aldicarbesulfona + aldicarbesulfóxido; aldrin + dieldrin; atrazina; carbandazim + benomil; carbofurano; clordano; clorpirifós + clorpirifós-oxon; DDT + DDD + DDE; diurom; glifosato + AMPA; lindano (gama HCH); mancozebe; metamidofós; metolaclo; molinato; profenofós; simazina;

tebuconazol; terbufós; e trifluralina.

Como o foco do trabalho é a água para consumo humano, selecionaram-se os dados na saída do tratamento, sistema de distribuição e ponto de consumo. Todavia, antes de analisar a ocorrência simultânea dos agrotóxicos, foi realizada uma análise de consistência dos dados do SISAGUA para cada um dos 22 agrotóxicos, conforme descrito na Figura 1.

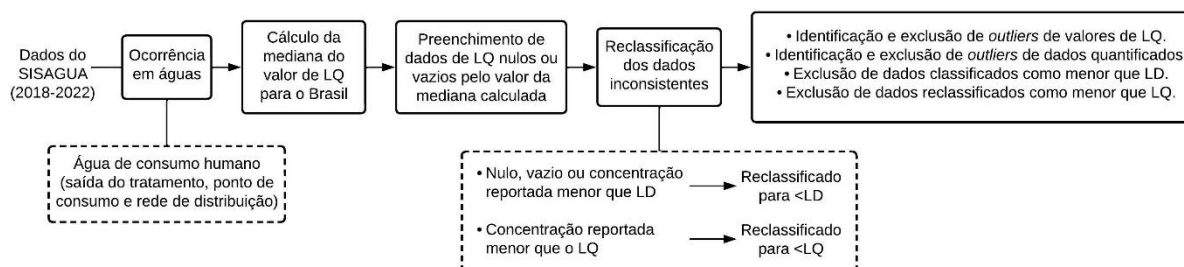


Figura 1: Esquema metodológico para análise de consistência dos dados do SISAGUA.

Legenda: LD - limite de detecção; LQ - limite de quantificação; SISAGUA - Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano. Fonte: Autoria própria (2025).

Além disso, os dados classificados como inferiores ao limite de detecção (LD) e ao limite de quantificação (LQ) referentes aos anos de 2018 e 2019 foram excluídos, uma vez que, nesses anos, não havia distinção entre os dados de concentração classificados como menores que o LD e menores que o LQ. Dessa forma, para esses dois anos, não seria possível afirmar com precisão se determinada substância foi de fato detectada na amostra de água analisada. Logo, para os anos de 2018 e 2019, foram considerados apenas os dados quantificados após o tratamento das inconsistências.

A identificação e o expurgo de *outliers* de valores dos LQs e de dados quantificados se deu por meio do teste de Grubbs (1969), a 95% de confiança, no *software* Statistica 8. Para a utilização dos dados de ocorrência de cada agrotóxico na água para consumo humano, foram considerados os dados quantificados de concentração e aqueles reportados como menores que LQ (MLQ) (EFSA *et al.*, 2021).

Definiu-se como ocorrência de uma mistura de agrotóxicos em um município a presença de dois ou mais IAs no período avaliado, independentemente de essa ocorrência ter acontecido no mesmo dia de coleta da amostra. Assim, computou-se apenas uma ocorrência de cada IA para a composição das misturas. Após o tratamento dos dados verificou-se a ocorrência da mistura em nível municipal, estadual, regional e no Brasil. O estudo focou em identificar a ocorrência de misturas de agrotóxicos onde pelo menos um agrotóxico foi quantificado (EFSA *et al.*, 2021). Essa abordagem metodológica se deu por dois motivos: (i) incerteza associada a utilização de dados censurados à esquerda (ou seja, dados não quantificados, cuja concentração é menor que os limites determinados pelos métodos analíticos) (EFSA *et al.*, 2021); e (ii) para selecionar municípios prioritários, já que o país possui 5.572 municípios. O tratamento dos dados foi realizado com o auxílio das planilhas do MS Excel e para a confecção dos mapas foi utilizado o *software* QGIS 3.34. Os limites municipais e estaduais do Brasil foram obtidos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2022).

Em seguida, com o objetivo de identificar qual agrotóxico ocorreu com maior frequência nas misturas, verificou-se o número de municípios que quantificaram cada um dos 22 agrotóxicos estudados na água de consumo humano no Brasil. Para essa análise, contabilizou-se apenas uma quantificação por agrotóxico em cada município, incluindo exclusivamente os municípios que registraram pelo menos um agrotóxico quantificado na mistura. Com base nos resultados obtidos, determinou-se o número de municípios que apresentaram cada agrotóxico quantificado na água para consumo humano, estratificado por estado, macrorregião e para o Brasil como um todo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os 22 parâmetros de agrotóxicos avaliados neste estudo abarcam 31 agrotóxicos e metabólitos, entre os quais o 2,4,5-T e o benomil não estão incluídos na Portaria nº 888/2021 (BRASIL, 2021). Todavia, como suas concentrações no período de 2018 a 2022 foram reportadas em conjunto com seus compostos parentais, ambos foram analisados de forma agregada.

A Tabela 1 resume os resultados obtidos sobre a ocorrência de mistura de agrotóxicos na água para consumo humano no Brasil, macrorregiões e estados, destacando o número de municípios em que houve registro de mistura no período de 2018 a 2022, considerando municípios que reportaram concentração quantificada de pelo menos um agrotóxico na água de consumo humano. Em 21,2% dos municípios brasileiros foram identificados pelo menos um agrotóxico com concentração quantificada na água tratada distribuída à população, sendo que 1.108 municípios apresentaram ocorrência de misturas de agrotóxicos com pelo menos um agrotóxico quantificado, abrangendo 19 unidades federativas (UFs).

Destaca-se que os estados do Amapá, Rondônia, Roraima e Paraíba não registraram dados de ocorrência no SISAGUA (2024) de quaisquer dos 22 agrotóxicos avaliados neste estudo, no período de 2018 a 2022. Para Amazonas, Piauí, Rio Grande do Norte e Distrito Federal nenhum município reportou dados quantificados para os 22 agrotóxicos estudados.

Tabela 1: Quantitativo de municípios que apresentaram ocorrência de misturas de agrotóxicos na água de consumo humano no Brasil, macrorregiões e estados; dados do SISAGUA, 2018 a 2022.

Local	N total	N Q	Q (%) ^(a)	N Q com mistura	Municípios Q com mistura (%) ^(a)
Brasil	5572	1180	21,2	1108	19,9
Norte	450	18	4,0	17	3,8
Nordeste	1794	65	3,6	59	3,3
Sudeste	1668	681	40,8	674	40,4
Sul	1193	317	26,6	271	22,7
Centro-Oeste	467	99	21,2	87	18,6
AC	22	1	4,5	1	4,5
PA	144	3	2,1	3	2,1
TO	139	14	10,1	13	9,4
MA	217	2	0,9	2	0,9
CE	184	2	1,1	2	1,1
PE	185	20	10,8	15	8,1
AL	102	4	3,9	4	3,9
SE	75	15	20,0	14	18,7
BA	417	22	5,3	22	5,3
MG	853	390	45,7	386	45,3
ES	78	14	17,9	14	17,9
RJ	92	12	13,0	9	9,8
SP	645	265	41,1	265	41,1
PR	399	192	48,1	157	39,3
SC	295	101	34,2	101	34,2
RS	499	24	4,8	13	2,6
MS	79	31	39,2	31	39,2
MT	141	44	31,2	44	31,2
GO	246	24	9,8	12	4,9

Legenda: (a) - calculado em relação ao total de municípios; SISAGUA - Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano; N - número de municípios; Q - ao menos um ingrediente ativo com dado quantificado. Fonte: Autoria própria (2025).

Do total de 1.668 municípios existentes na Região Sudeste, em 40,4% foram registradas misturas de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano com ao menos um agrotóxico quantificado, sendo a região do país que concentrou 60,8% dos 1.108 municípios brasileiros que registraram misturas na água para consumo humano com ao menos um agrotóxico quantificado. Cabe destaque também para os estados de Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Mato Grosso do Sul, Santa Catarina e Mato Grosso, onde em mais de 30% dos municípios se registrou ocorrência de mistura com pelo menos um agrotóxico quantificado em sua composição (Tabela 1).

A ocorrência de misturas de agrotóxicos em água para consumo humano no Brasil tem sido pontualmente relatada na literatura. Por exemplo, Caldas *et al.* (2019), em análises realizadas na água bruta (superficial) e de consumo humano de uma estação de tratamento de água (ETA) situada no município do Rio Grande (RS), quantificaram 20 IAs na água bruta e 14 na água distribuída para consumo: atrazina, azoxistrobina, bentazona, carbofurano, ciproconazol, clomazona, diuron, epoxiconazol, imazapique, imazetapir, irgarol, propanil, quincloraque e tebuconazol. Diuron foi o IA detectado em concentração mais elevada (0,49 µg/L); atrazina em maior frequência (> 50%, número de dados - n = 48) (CALDAS *et al.*, 2019). No mesmo município, no presente estudo não foi identificada a ocorrência de mistura de agrotóxicos, tendo apenas um registro para o parâmetro glifosato + AMPA como menor que o LQ do método analítico (LD = 50 µg/L; LQ = 150 µg/L) no ano de 2021.

Francisco *et al.* (2019), ao analisarem amostras de água subterrânea nos municípios de Caarapó e Itaporã, no estado do Mato Grosso do Sul, em junho de 2015, também reportaram concentrações para dois ou mais IAs. Em Caarapó, foram reportadas concentrações quantificadas de imidacloprido, carbendazim, 2-hidroxiatrazina, hexazinona, tebutiuron e malationa. A menor concentração foi observada para o carbendazim, com 0,009 µg/L, enquanto a maior concentração foi de 0,188 µg/L para o imidacloprido. No município de Itaporã, o estudo identificou concentração máxima de 0,023 µg/L para o imidacloprido. Atrazina, 2-hidroxiatrazina, clomazona e malationa foram detectadas abaixo do LQ.

De acordo com os dados do SISAGUA (2024), entre 2018 e 2022, 16 agrotóxicos foram detectados na água destinada para consumo em Caarapó (MS), sendo que somente a soma das concentrações de aldrin e dieldrin foi quantificada. Já em Itaporã (MS) os 22 agrotóxicos foram tanto detectados quanto quantificados pelo menos uma vez ao longo do período estudado. Cabe destacar que em algumas datas esses 22 agrotóxicos foram detectados (MLQ ou quantificado) em uma mesma data de coleta e em um mesmo sistema de abastecimento de água do município de Itaporã. O mesmo aconteceu para o município de Caarapó, em que os 16 agrotóxicos foram detectados (MLQ) na água para consumo de um mesmo sistema de abastecimento de água e em uma mesma data de coleta da amostra de água analisada.

A Figura 2 apresenta a distribuição espacial dos municípios em que foram registrados pelo menos uma concentração quantificada para um agrotóxico, diferenciando em quais foram identificados a presença de mistura na água para consumo humano no SISAGUA durante o período estudado, organizados por macrorregiões. Nota-se que as Regiões Sudeste (Figura 2.d), Sul (Figura 2.e) e Centro-Oeste (Figura 2.c) concentraram a maior parte dos 1.108 municípios em que foram relatadas misturas de agrotóxicos com pelo menos um agrotóxico quantificado, totalizando 93,1% desses municípios.

Adicionalmente, destaca-se que dos 1.108 municípios em que foram identificadas misturas de agrotóxicos, em 361 municípios foram registradas concentrações quantificadas dos 22 agrotóxicos avaliados, e em 518, pelo menos dois agrotóxicos foram quantificados na água distribuída para consumo entre 2018 e 2022. Os outros 229 municípios registraram misturas de agrotóxicos na água para consumo humano em que somente um agrotóxico foi quantificado. Os 361 municípios em que foram identificadas a ocorrência de misturas de agrotóxicos com os 22 agrotóxicos em sua composição na água para consumo humano abrangeram 13 estados brasileiros, com destaque para Minas Gerais (132 municípios), São Paulo (65 municípios) e Paraná (65 municípios).

Nos 1.108 municípios em que foram detectadas misturas de agrotóxicos com pelo menos um agrotóxico quantificado, a atrazina foi o IA mais frequentemente quantificado na água de consumo humano no Brasil: em 772 municípios (Figura 3), com concentrações quantificadas que variaram de 0,0008 a 25 µg/L (n = 4.049). Por sua vez, metamidofós e mancozebe foram os IAs que se apresentaram em menores frequências, sendo quantificados em 475 e 484 municípios, respectivamente (Figura 3). Para o metamidofós, as concentrações quantificadas variaram de 0,0002 a 100 µg/L (n = 2.759), enquanto para o mancozebe, os valores registrados ficaram entre 0,000001 e 10.000 µg/L (n = 2.772).

A atrazina foi o terceiro IA mais comercializado no país em 2022, com 47.663 toneladas (IBAMA, 2024) e possui autorização de uso nas culturas de soja, milho e cana-de-açúcar (ANVISA, 2024), importantes *commodities* da produção agrícola brasileira (VIEIRA *et al.*, 2020). Trata-se de um IA moderadamente persistente no solo e na água devido à hidrólise, com tempos de meia vida de 75 e 86 dias, respectivamente (IUPAC, 2025), possuindo dinâmica ambiental favorável à contaminação de mananciais superficiais e subterrâneos de abastecimento (DIAS *et al.*, 2018). Além disso, em revisão de literatura, Mostafalou e Abdollahi (2017) reportaram que os efeitos adversos provocados devido à exposição à atrazina podem incluir infertilidade e baixa qualidade no sêmen, câncer nos sistemas digestivo e hematopoiético, câncer na tireoide e transtornos como Parkinson.

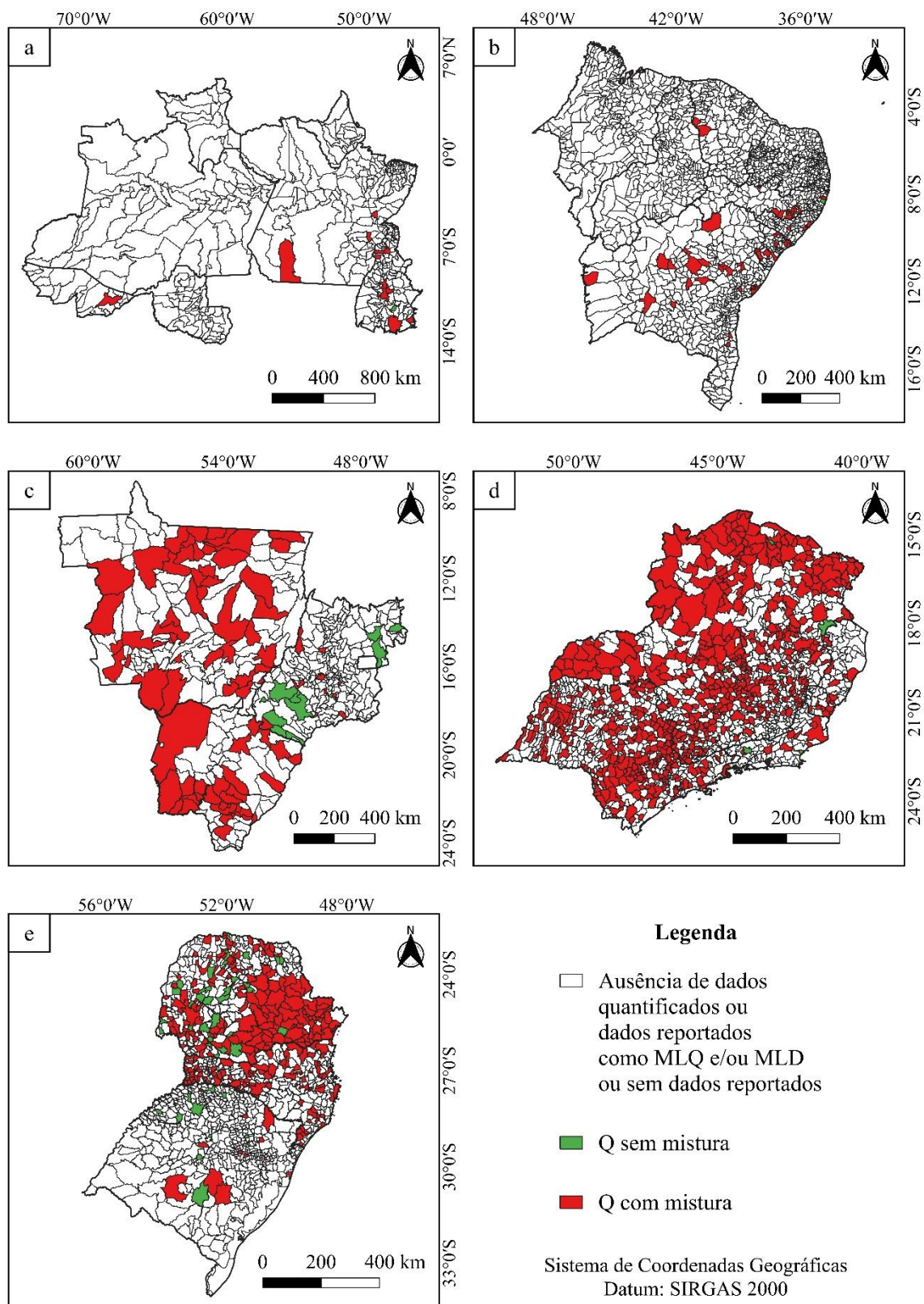


Figura 2: Ocorrência de misturas de agrotóxicos em água para consumo humano em nível municipal por macrorregiões: (a) Norte; (b) Nordeste; (c) Centro-Oeste; (d) Sudeste; (e) Sul; dados do SISAGUA, 2018 a 2022.

Legenda: Q - ao menos um agrotóxico com dado quantificado; MLQ - menor que o limite de quantificação; MLD - menor que o limite de detecção. Fonte: Autoria própria (2025).

A *International Agency for Research on Cancer* (IARC) classifica a atrazina como grupo 3 de toxicidade, ou seja, não é classificada como carcinogênico para humanos. Essa classificação é atribuída a compostos químicos quando as evidências não são adequadas para afirmar que a substância é carcinogênica a humanos e animais ou quando o composto não se encaixa em nenhum outro grupo (IARC, 2025). Já a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) classifica a atrazina como provável não carcinogênica para humanos, levando em consideração que os dados disponíveis são robustos para decidir que não há base para preocupação com riscos à saúde humana (USEPA, 2023).

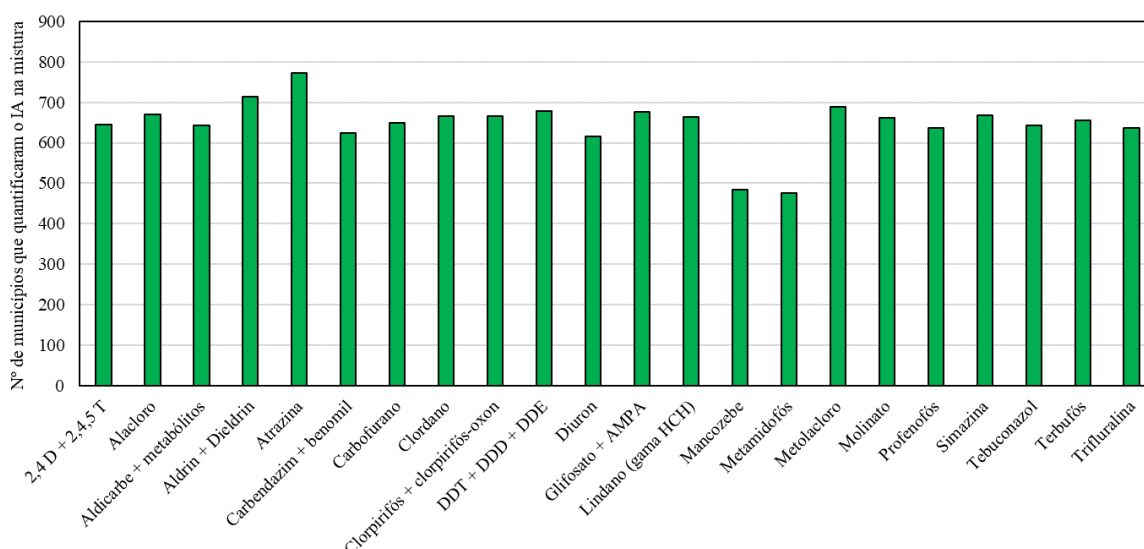


Figura 3: Número de municípios em que cada um dos 22 agrotóxicos avaliados foi quantificado na água de consumo humano no Brasil, em misturas com ao menos um IA quantificado.

Legenda: IA - ingrediente ativo. Fonte: Autoria própria (2025).

A atrazina também foi o IA com maior frequência de quantificação na água para consumo humano nas Regiões Sudeste (0,001-11 µg/L; n = 2.769) e Sul (0,0008-25 µg/L; n = 719), bem como nos estados do Acre (1 µg/L; n=1), Pará (0,05-0,5 µg/L; n = 26), Pernambuco (0,0026-0,6019 µg/L; n = 20), Sergipe (0,5 µg/L; n = 21), Paraná (0,0008-25 µg/L; n = 511) e Santa Catarina (0,01-2,0 µg/L; n = 183). Já nas macrorregiões Nordeste, Norte e Centro-Oeste, os IAs mais frequentemente quantificados foram DDT + DDD + DDE, lindano (gama HCH) e clordano, respectivamente, bem como foram os mais frequentes em alguns estados brasileiros conforme exposto na Tabela 2.

As concentrações quantificadas de DDT e metabólitos no Nordeste variaram de 0,001 a 20 µg/L (n = 136). Para o lindano, na Região Norte, o intervalo das concentrações quantificadas variou entre 0,001 e 0,01 µg/L (n = 24). Já as concentrações quantificadas de clordano na água para consumo humano na Região Centro-Oeste variaram de 0,001 a 12 µg/L (n = 485), entre 2018 e 2022.

Os agrotóxicos DDT, lindano e clordano são proibidos para uso no Brasil pela ANVISA (2024) e pelo MAPA (CETESB, 2018). Esses compostos são classificados como poluentes orgânicos persistentes (POPs), ou seja, são substâncias químicas à base de carbono, que devido às suas propriedades físico-químicas, permanecem intactas por longos períodos de tempo após serem liberadas no ambiente (STOCKHOLM CONVENTION, 2025).

Os efeitos dos POPs à saúde humana podem incluir o desenvolvimento de câncer, alergias e hipersensibilidade, danos aos sistemas nervosos central e periférico, distúrbios reprodutivos, disfunção do sistema imunológico, doenças cardiovasculares, obesidade, dificuldades de aprendizagem e diabetes (ALHARBI *et al.*, 2018; CHEN *et al.*, 2023; MANDAL *et al.*, 2024; STOCKHOLM CONVENTION, 2025). Alguns POPs também são considerados desreguladores endócrinos, isto é, alteram o sistema hormonal, prejudicando os sistemas reprodutivo e imunológico dos indivíduos expostos (ALHARBI *et al.*, 2018; STOCKHOLM CONVENTION, 2025).

Assim, com o objetivo de proteger a saúde humana e o meio ambiente, a Convenção de Estocolmo, realizada em 2001, proibiu o uso de POPs, incluindo nove agrotóxicos inicialmente contemplados no acordo global firmado entre os países signatários (BRASIL, 2015, 2024; CHEN *et al.*, 2023; STOCKHOLM CONVENTION, 2025). A lista de compostos abrangidos pelo acordo de Estocolmo passou por atualizações ao longo dos anos e atualmente conta com 16 agrotóxicos: aldrin, clordano, clordecona, dicofol, dieldrin, endrin, heptacloro, hexaclorobenzeno (HCB), alfa-hexaclorociclohexano, beta-hexaclorociclohexano, lindano, metoxicloro, mirex, pentaclorofenol e seus sais e ésteres, endosulfan e seus isômeros, e toxafeno (STOCKHOLM CONVENTION, 2025).

Tabela 2: Agrotóxicos com maior frequência de quantificação nos municípios no Brasil, macrorregiões e estados; dados do SISAGUA, 2018 a 2022.

Local	Agrotóxico	Número de municípios que quantificaram o agrotóxico na mistura
Brasil	Atrazina	772
Norte	DDT + DDD + DDE	9
Nordeste	Lindano (gama HCH)	36
Sudeste	Atrazina	479
Sul	Atrazina	197
Centro-Oeste	Clordano	69
AC	2,4-D + 2,4,5-T; alacloro; aldicarbe + metabólitos; aldrin + dieldrin; atrazina; carbendazim + benomil; carbofurano; clordano; clorpirifós + clorpirifós-oxon; DDT + DDD + DDE; diurom; glifosato + AMPA; lindano (gama HCH); mancozebe; metamidofós; metolacloro; molinato; profenofós; simazina; tebuconazol; e terbufós	1
PA	2,4-D + 2,4,5-T; alacloro; aldicarbe + metabólitos; atrazina; carbendazim + benomil; clorpirifós + clorpirifós-oxon; lindano (gama HCH); mancozebe; metamidofós; metolacloro; profenofós; simazina; trifluralina	3
TO	DDT + DDD + DDE	6
MA	2,4-D; alacloro; aldrin + dieldrin; carbofurano; clordano; clorpirifós + clorpirifós-oxon; DDT + DDD + DDE; lindano (gama HCH); metolacloro; molinato; profenofós; simazina; terbufós; e trifluralina	2
CE	Aldicarbe + metabólitos; e tebuconazol	1
PE	Atrazina	14
AL	2,4-D + 2,4,5-T; alacloro; clorpirifós + clorpirifós-oxon; e glifosato + AMPA	3
SE	Atrazina	10
BA	Lindano (gama HCH)	12
MG	Glifosato + AMPA	323
ES	Aldicarbe + metabólitos	14
RJ	Glifosato + AMPA	8
SP	Aldrin + dieldrin	153
PR	Atrazina	126
SC	Atrazina	68
RS	Terbufós	9
MS	Clordano	19
MT	DDT + DDD + DDE	42
GO	Clordano	12

Legenda: SISAGUA - Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano.
Fonte: Autoria própria (2025).

Em relação à dinâmica ambiental, os compostos DDT, DDE e DDD permanecem no solo por período muito longo (MINISTRY OF HEALTH, 2019). O DDT, por exemplo, possui tempo de meia vida nessa matriz por cerca de 6.200 dias (IUPAC, 2025). Além disso, o DDT e seus metabólitos se aderem fortemente ao solo, e partículas contendo esses compostos podem ser carregadas por escoamento superficial para cursos d'água (MINISTRY OF HEALTH, 2019). Devido à forte ligação ao solo, essas substâncias permanecem, majoritariamente, nas camadas superficiais, possuindo baixo potencial de contaminação de águas subterrâneas (MINISTRY OF HEALTH, 2019).

O lindano é persistente no ambiente, com tempo de meia vida: no solo variando de 90 a 1.400 dias (IUPAC, 2025; MINISTRY OF HEALTH, 2019), devido à hidrólise de 732 dias, 21 dias na água e 394 dias na fase água-sedimento (IUPAC, 2025). Por sua vez, o clordano é altamente resistente aos processos químicos e microbiológicos de degradação. Trata-se de um IA pouco móvel, com tempo de meia vida no solo variando de um a quatro anos (IUPAC, 2025; MINISTRY OF HEALTH, 2019). Em contato com a água, não é removido por fotodegradação, hidrólise ou biodegradação (MINISTRY OF HEALTH, 2019).

Outros POPs regulamentados na Portaria nº 888/2021 são aldrin e dieldrin (Brasil, 2021). A soma da concentração desses compostos foi quantificada na água de consumo humano pelo menos uma vez em 713 municípios brasileiros (Figura 3), com concentrações que variaram de 0,000045 a 10 µg/L ($n = 3.843$). Além disso, conforme disposto na Tabela 2, esses compostos foram os mais frequentemente quantificados na água para consumo humano nos estados do Acre (0,01 µg/L; $n = 1$), Maranhão (0,02 µg/L; $n = 73$) e São Paulo (0,000045-0,03 µg/L; $n = 794$).

O dieldrin é um produto da degradação do aldrin e apresenta maior estabilidade no ambiente. Logo, espera-se uma proporção maior de dieldrin em relação ao aldrin no ambiente (CHEN *et al.*, 2023). O tempo de meia vida no solo para aldrin é de 365 dias, já para dieldrin esse tempo é de 1.000 dias. Na água, o tempo de meia vida pode chegar até 3.830 dias (MINISTRY OF HEALTH, 2019).

Por conseguinte, a ocorrência de POPs em água de consumo humano no Brasil, pode estar ligada à contaminação mais remota no tempo, devido à persistência ambiental desses compostos, bem como à possibilidade do uso clandestino dessas substâncias, que são proibidas para uso no país (REGO *et al.*, 2022, 2024). Tal possibilidade também foi levantada por Chen *et al.* (2023) aos estudarem resíduos de organoclorados (ex.: DDT, aldrin, dieldrin, endosulfan, lindano, heptacloro e clordano) no solo e em alimentos na China, uma vez que o uso desses compostos foi banido naquele país.

Os POPs têm sido detectados/quantificados tanto em mananciais de abastecimento quanto na água de consumo humano em diversos países (MANDAL *et al.*, 2024; VASSEGHIAN *et al.*, 2021). Jorfi *et al.* (2022), ao estudarem duas ETAs no Irã em 2019, identificaram seis POPs – clordano, dieldrin, DDT, heptacloro, lindano e endrin – presentes tanto no manancial de captação quanto na água tratada pós cloração. Fard *et al.* (2022) relataram concentrações médias desses compostos na água superficial em 2019 no Irã: lindano (0,135 µg/L), heptacloro (0,123 µg/L), clordano (0,077 µg/L), dieldrin (0,081 µg/L), endrin (0,076 µg/L) e DDT (0,01 µg/L). Na água de consumo humano, as concentrações de lindano, heptacloro, clordano, dieldrin, endrin e DDT variaram de 0 a 0,0003 µg/L (FARD *et al.*, 2022).

Rodríguez *et al.* (2022) relataram concentrações de lindano, heptacloro, endosulfan, DDT e endrin na água de consumo humano em sete municípios de Yacatán, México, com frequência de detecção de 82,1% ($n = 28$). Todos os valores de concentração estavam acima dos VMPs estabelecidos pelas normas de qualidade da água para consumo humano da Organização Mundial da Saúde, União Europeia e Austrália. Em revisão de literatura abrangendo 24 artigos publicados entre 2010 e 2023, Makgoba *et al.* (2024) identificaram concentrações de DDT variando de não detectado a 81,2 µg/L em mananciais de abastecimento no continente africano. As maiores concentrações foram registradas na África do Sul (81,2 µg/L) e Egito (5,62 µg/L). Além disso, Ríos *et al.* (2020) relataram a presença de POPs como DDT, endosulfan, aldrin, endrin, dieldrin, heptacloro e metoxicloro em águas superficiais na Colômbia.

A ocorrência de misturas de agrotóxicos também tem sido reportada em outros países. O estudo de Aparicio e Gerónimo (2024) teve por objetivo avaliar a presença de 53 agrotóxicos e metabólitos na água de consumo humano proveniente da captação em mananciais subterrâneos na região dos Pampas, Argentina, entre 2019 e 2022. Para isso foram coletadas 154 amostras, divididas em sistemas públicos de captação ($n = 46$) e sistemas privados ($n = 108$). Os autores encontraram um percentual de detecção elevado de agrotóxicos e metabólitos, com 69% no abastecimento público e 89% no abastecimento privado. Os mais detectados na água de sistemas públicos foram: atrazina, imidacloprido, hidroxiatrazina, imazetapir e 2,4-D. Enquanto em sistemas privados, os mais detectados foram: atrazina, metolacolor, hidroxitiazina e imidacloprido (APARICIO; GERÓNIMO, 2024).

Squillace *et al.* (2002) encontraram 48 grupos de mistura de agrotóxicos, sendo a combinação atrazina + deetil-atrazina a mais encontrada (284 vezes) em amostras de águas subterrâneas não tratadas usadas como fonte de água para consumo humano nos Estados Unidos. No estudo de Obeige *et al.* (2016), foram relatadas concentrações para 14 organoclorados variando de não detectado a 1,65 $\mu\text{g/L}$ em amostras coletadas no Rio Illushi, na Nigéria, de janeiro de 2012 a junho de 2013.

Picó *et al.* (2021) reportaram concentrações para 17 agrotóxicos em amostras de água superficial coletadas em fevereiro de 2019, na Arábia Saudita. A maior concentração reportada foi para o acetamiprido (1,408 $\mu\text{g/L}$), enquanto a maior frequência de detecção foi obtida para o imidacloprido ($n = 10/11$) (PICÓ *et al.*, 2021). Wei *et al.* (2021) reportaram concentrações para quatro organofosfatos (malationa, clorpirifós, terbufós e diazinona) em amostras de águas superficiais na China, que foram coletadas nas estações seca (dezembro de 2016) e chuvosa (agosto de 2017).

Adicionalmente, destaca-se que o tratamento convencional, usualmente empregado nas ETAs brasileiras, é insuficiente para a remoção de agrotóxicos, expondo a população a essas substâncias por meio da ingestão de água (COSSU *et al.*, 2024). No caso da exposição via consumo de água, a principal preocupação está relacionada aos efeitos crônicos sobre a saúde humana, resultantes das baixas concentrações desses compostos comumente encontradas nessa matriz e da exposição continuada por longos períodos de tempo (BRASIL, 2024). Nesse sentido, tecnologias avançadas de tratamento, como os processos oxidativos avançados, carvão ativado granular e filtração por membranas, aumentam a remoção de IAs no tratamento da água destinada ao consumo. Contudo, sua aplicação ainda é limitada devido aos altos custos, sendo necessário buscar por alternativas sustentáveis e energeticamente eficientes, como a biofiltração projetada (COSSU *et al.*, 2024). Salienta-se ainda que, além da preocupação com tecnologias capazes de remover os agrotóxicos presentes na água, é necessário haver controle na fonte, com restrição ao uso de substâncias tóxicas e proteção dos mananciais de abastecimento.

A ocorrência de mistura de agrotóxicos na água de consumo humano gera preocupações, pois os impactos à saúde humana ocasionados por certas misturas de agrotóxicos podem diferir dos efeitos de seus constituintes individuais (HERNÁNDEZ *et al.*, 2013). Entre os efeitos documentados que certas misturas podem ocasionar, destacam-se: a inibição da acetilcolinesterase (EFSA *et al.*, 2019a, 2021; USEPA, 2006, 2007), efeitos na tireoide (EFSA *et al.*, 2019b) e no sistema nervoso (EFSA *et al.*, 2019a); alterações no sistema neuroendócrino (HERNÁNDEZ *et al.*, 2013); e neurotoxicidade (HIRANO *et al.*, 2023).

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Conclui-se que, dos 5.572 municípios brasileiros, 19,9% apresentaram misturas de agrotóxicos com pelo menos um agrotóxico quantificado na água para consumo humano, com maior ênfase nas Regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste do país. Destacam-se os estados de Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Mato Grosso do Sul, Santa Catarina e Mato Grosso, onde em mais de 30% dos municípios se registrou ocorrência de mistura com pelo menos um agrotóxico quantificado em sua composição. Amapá, Rondônia, Roraima e Pará foram os estados nos quais nenhum município registrou dados no SISAGUA, entre 2018 e 2022, para os 22 agrotóxicos avaliados na água para consumo humano.

Para os 1.108 municípios que reportaram misturas de agrotóxicos com pelo menos um agrotóxico quantificado, identificou-se que a atrazina foi o IA mais quantificado nos municípios brasileiros, enquanto metamidofós e mancozebe foram os que possuíram as menores frequências de quantificação na água para consumo humano. Além disso, observou-se a ocorrência de compostos proibidos há décadas para uso no Brasil, como os organoclorados, sendo quantificados na água de consumo humano, o que levanta a hipótese de um possível uso ilegal dessas substâncias.

Este estudo focou na identificação de misturas de agrotóxicos na água para consumo humano de municípios que possuíam concentrações quantificadas para pelo menos um agrotóxico. Todavia, a ocorrência de misturas de agrotóxicos também pode se dar em municípios em que todos os agrotóxicos avaliados foram registrados no SISAGUA como menores que o limite de quantificação. Sendo assim, reforça-se a necessidade de se avançar nos estudos e entender como esses ocorrem nos municípios que não foram avaliados, pois mesmo quando não são quantificados na água, mas são reportados como menores que o limite de quantificação servem como um alerta de que tais compostos estão presentes na água destinada ao consumo humano. Ademais, a mistura desses compostos, dependendo de seus componentes, perfis toxicológicos e concentrações, pode ser prejudicial à saúde humana.

Salienta-se, por fim, que esse trabalho sobre a ocorrência de misturas de agrotóxicos na água para consumo humano é pioneiro no Brasil, principalmente, em termos de abrangência nacional. Trata-se de um tema difícil, no entanto, é fundamental encarar essa realidade e levantar essa discussão para que se possa embasar futuras regulamentações relacionadas à qualidade da água destinada ao consumo humano no Brasil.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PEC) da UFJF. À Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa da UFJF. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG). Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALHARBI, O. M. L.; BASHEER, A. A.; KHATTAB, R. A.; ALI, I. Health and environmental effects of persistent organic pollutants. *Journal of Molecular Liquids*, v. 263, p. 442-453, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.05.029>
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. *Monografias de Agrotóxicos*. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografia>. Acesso em: 24 out. 2024.
- APARICIO, V.; GERÓNIMO, E. Pesticide pollution in argentine drinking water: A call to ensure safe access. *Environmental Challenges*, v. 14, p. 100808, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100808>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Plano Nacional de Implementação Brasil: Convenção de Estocolmo*. Brasília: Ministério do Meio ambiente, 2015. 192 p.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017 – ANEXO XX**. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 3 out. 2017, Seção 1, p. 360.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888/2021, de 4 de maio de 2021**. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 7 mai. 2021, Seção 1, n. 85, p. 127.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde e Ambiente. Departamento de Vigilância em Saúde ambiental e Saúde do Trabalhador. *Diretrizes para o monitoramento de agrotóxicos em água para consumo humano*. Brasília: Ministério da Saúde, 2024. 56 p.
- CALDAS, S.; ARIAS, J. L. O.; ROMBALDI, C.; MELLO, L. L.; CERQUEIRA, M. B. R.; MARTINS, A. F.; PRIMEL, E. G. Occurrence of Pesticides and PPCPs in Surface and Drinking Water in Southern Brazil: Data on 4-Year Monitoring. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 30, n. 1, p. 71–80, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20180154>
- CATTANEO, I.; KALIAN, A. D.; DI NICOLA, M. R.; DUJARDIN, B.; LEVORATO, S.; MOHIMONT, L.; NATHANAIL, A. V.; CARNESSECHI, E.; ASTUTO, M. C.; TARAZONA, J. V.; KASS, G. E. N.; LIEM, A. K. D.; ROBINSON, T.; MANINI, P.; HOGSTRAND, C.; PRICE, P. S.; DORNE, J. L. C. M. Risk Assessment of Combined Exposure to Multiple Chemicals at the European Food Safety Authority: Principles, Guidance Documents, Applications and Future Challenges. *Toxins*, v. 15, n. 1, p. 1–26, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxins15010040>
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Introdução à Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes. Histórico e Legislação de Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) no Brasil*. 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/19/2018/06/Historico-e-legislacao-de-poluente-organicos-persistentes-POPs-no-Brasil.pdf>. Acesso em: jan. 2025.

- CHEN, L.; QIAN, Y. Z.; JIA, Q.; WENG, R.; ZHANG, X.; LI, Y.; QIU, J. A national-scale distribution of organochlorine pesticides (OCPs) in cropland soils and major types of food crops in China: Co-occurrence and associated risks. *Science of the Total Environment*, v. 861, p. 160637, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160637>
- COSSU, L. O.; AQUINO, S. F.; MOTA FILHO, C. R.; SMITH, C. J.; VIGNOLA, M. Review on Pesticide Contamination and Drinking Water Treatment in Brazil: The Need for Improved Treatment Methods. *ACS ES&T Water*, v. 4, n. 9, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.4c00063>
- DIAS, A. C. L.; SANTOS, J. M. B.; SANTOS, A. S. P.; BOTTREL, S. E. C.; PEREIRA, R. O. Ocorrência de atrazina em águas no Brasil e remoção no tratamento da água: revisão sistemática. *Revista Internacional de Ciências*, v. 08, n. 02, p. 234-253, 2018. DOI: <https://doi.org/10.12957/ric.2018.34202>
- EFSA (European Food Safety Authority); ANASTASSIADOU, M.; CHOI, J.; COJA, T.; DUJARDIN, B.; HART, A.; HERNANDEZ-JERREZ, A. F.; JARRAH, S.; LOSTIA, A.; MACHERA, K.; MANGAS, I.; MIENNE, A.; SCHEPENS, M.; WIDENFALK, A.; MOHIMONT, L. Cumulative dietary risk assessment of chronic acetylcholinesterase inhibition by residues of pesticides. *EFSA Journal*, v. 19, n. 2, 151p., 2021. DOI: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6392>
- EFSA (European Food Safety Authority); CRIVELLENTI, F.; HART, A.; HERNANDEZ-JEREZ, A. F.; HOUGAARD BENNEKOU, S.; PEDERSEN, R.; TERRON, A.; WOLTERINK, G.; MOHIMONT, L. Establishment of cumulative assessment groups of pesticides for their effects on the thyroid. *EFSA Journal*, v. 17, n. 9:58001, 50 p., 2019b. DOI: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5801>
- EFSA (European Food Safety Authority); CRIVELLENTI, F.; HART, A.; HERNANDEZ-JEREZ, A. F.; HOUGAARD BENNEKOU, S.; PEDERSEN, R.; TERRON, A.; WOLTERINK, G.; MOHIMONT, L. Establishment of cumulative assessment groups of pesticides for their effects on the nervous system. *EFSA Journal*, v. 17 n. 9:5800, 115 p., 2019a. DOI: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5800>
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. *FAOSTAT. Pesticides Use*. Disponível em: <<https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>>. Acesso em: 30 mai. 2024.
- FARD, N. J. H.; FARD, M. O.; HAGHIGHIPUR, S.; FARD, E. S.; JORFI, S. Monitoring and risk assessment of exposure to organochlorine pesticides through the water supply system, case of Karkheh River in southwest Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, v. 20, p. 881-888, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40201-022-00828-9>
- FRANCISCO, L. F. V.; CRISPIM, B. A.; SPÓSITO, J. C. V.; SOLÓRZANO, J. C. J.; MARAN, N. H.; KUMMROW, F.; NASCIMENTO, V. A.; MONTAGNER, C. C.; OLIVEIRA, K. M. P.; BARUFATTI, A. Metals and emerging contaminants in groundwater and human health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, p. 24581-24594, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05662-5>
- GOMES, F. B. R.; ASSUNÇÃO, T. O. G.; NICOLAU, G. B.; CORDEIRO, P. F.; CASTRO, S. R.; PEREIRA, R. O.; BRANDT, E. M. F. Occurrence of chemical substances in water supply systems of Brazil: a nonparametric approach for statistical analysis of Sisagua data. *Ciência e Natura*, v. 44, p. e24, 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/2179460X63368>
- GRUBBS, F. E. Procedures for Detecting Outlying Observations in Samples. *Technometrics*, v. 11, n. 1, p. 1-21, 1969. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/00401706.1969.10490657>
- HERNÁNDEZ, A. F.; PARRÓN, T.; TSATSAKIS, A. M.; REQUENA, M.; ALARCÓN, R.; LÓPEZ-GUARNIDO, O. Toxic effects of pesticide mixtures at a molecular level: Their relevance to human health. *Toxicology*, v. 307, p. 136-145, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tox.2012.06.009>
- HIRANO, T.; IKENAKA, Y.; NOMIYAMA, K.; HONDA, M.; SUZUKI, N.; HOSHI, N.; TABUCHI, Y. An adverse outcome pathway-based approach to assess the neurotoxicity by combined exposure to current-use pesticides. *Toxicology*, v. 500, p. 153687, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tox.2023.153687>
- IARC. International Agency for Research on Cancer. *Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–136*. 2025. Disponível em: <<https://monographs.iarc.who.int/agents-classified-by-the-iarc/>>. Acesso em: 16 abr. 2025.
- IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Relatórios de Comercialização*. 2024. Disponível em: <<https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#sobreosrelatorios>>. Acesso em: 30 mai. 2024.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Malha Municipal*. 2022. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>>. Acesso em: 21 out. 2024.
- IUPAC. International Union of Pure and Applied Chemistry. *IUPAC Pesticides Properties DataBase – The PPDB*. 2025. Disponível em: <<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/index.htm>>. Acesso em: 09 jan. 2025.

- JORFI, S.; POORMOHAMMADI, A.; MARAGHI, E.; ALMASI, H. Monitoring and health risk assessment of organochlorine pesticides in Karun River and drinking water Ahvaz city, South West of Iran. *Toxin Reviews*, v. 41, n. 2, p. 361-369, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1080/15569543.2021.1876091>
- KAUR, R.; CHOUDHARY, D.; BALI, S.; BANDRAL, S. S.; SINGH, V.; AHMAD, M. A.; RANI, N.; SINGH, T. G.; CHANDRASEKARAN, B. Pesticides: An alarming detrimental to health and environment. *Science of the Total Environment*, v. 915, p. 170113, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170113>
- MAKGOBA, L.; ABRAMS, A.; RÖÖSLI, M.; CISSÉ, G.; DALVIE, M. A. DDT contamination in water resources of some African countries and its impact on water quality and human health. *Heliyon*, v. 10, n. 7, e28054, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28054>
- MANDAL, A.; KUMAR, P. S.; POORVA, C. S.; RAJU, L. S.; BALASUBRAMANI, S. R.; RANGASAMY, G. Research progress of persistent organic pollutants in water: classification, sources, potential risks, and treatment approaches. *Water Practice & Technology*, v. 19, n. 3, p. 937-959, 2024. DOI: <https://doi.org/10.2166/wpt.2024.031>
- MINISTRY OF HEALTH. New Zealand. *Guidelines for drinking-water quality management for New Zealand: Volume 3 - Datasheets: chemical and physical determinands, Part 2.3: Pesticides*. 2019. Disponível em: <<https://www.health.govt.nz/publication/guidelines-drinking-water-quality-management-new-zealand>>. Acesso em: 23 fev. 2022.
- MONTAGNER, C. C.; SODRÉ, F. F.; ACAYABA, R. D.; VIDAL, C.; CAMPESTRINI, I.; LOCATELLI, M. A.; PESCARA, I. C.; ALBUQUERQUE, A. F.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 30, n. 3, p. 614-632, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20180232>
- MOSTAFALOU, S.; ABDOLLAHI, M. Pesticides: an update of human exposure and toxicity. *Arch Toxicol*, v. 91, n. 2, p. 549-599, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00204-016-1849-x>
- OBGEIDE, O.; TONGO, I.; ENUNEKU, A.; OGBOMIDA, E.; EZEMONYE, L. Human Health Risk Associated with Dietary and Non-Dietary Intake of Organochlorine Pesticide Residues from Rice Fields in Edo State Nigeria. *Exposure & Health*, v. 8, p. 53-66, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s12403-015-0182-6>
- PICÓ, Y.; CAMPO, J.; ALFARHAN, A. H.; EL-SHEIKH, M. A.; BARCELÓ, D. A reconnaissance study of pharmaceuticals, pesticides, perfluoroalkyl substances and organophosphorus flame retardants in the aquatic environment, wild plants and vegetables of two Saudi Arabia urban areas: Environmental and human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, v. 776, p. 145843, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145843>
- REGO, E. L.; NAKAMURA, T. C.; DINIZ, P. H. G. D.; OLIVEIRA, U. R.; SOUZA, J. R.; SILVA, J. D. S. Spatiotemporal evaluation of organochlorine pesticide residues in bottom sediments of the Rio de Ondas hydrographic basin, western Bahia, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 29, p. 50376-50391, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19223-w>
- REGO, E. L.; SOUZA, J. R.; NAKAMURA, T. C.; PORTELA, J. F.; DINIZ, P. H. G. D.; SILVA, J. D. S. Pesticides in surface water of the Ondas river watershed, western Bahia, Brazil: Spatial-seasonal distribution and risk assessment. *Chemosphere*, v. 354, p. 141659, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141659>
- RÍOS, A. G.; MARTÍNEZ, A. S.; LONDOÑO, Á. L.; RESTREPO, B.; LANDÁZURI, P. Determination of organochlorine and organophosphorus residues in surface waters from the coffee zone in Quindío, Colombia. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, v. 55, n. 11, p. 968-973, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/03601234.2020.1802185>
- RODRÍGUEZ, A. G. P.; LEÓN, J. A. A.; CETZ, R. L.; LONG, D.; CERVERA, F. J. Á.; BARACHE, U.; SÁNCHEZ, D. H. R. Organochlorine pesticides in the drinking water of Merida and its Metropolitan Zone, a Karst Region. *Urban Water Journal*, v. 19, n. 1, p. 40-50, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1080/1573062X.2021.1955279>
- SISAGUA. Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano. *Conjunto de dados. SISAGUA - Controle semestral*. 2024. Disponível em: <<https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/sisagua-controle-semestral>>. Acesso em: 16 jul. 2024.
- SQUILLACE, P. J.; SCOTT, J. C.; MORAN, M. J.; NOLAN, B. T.; KOLPIN, D. W. VOCs, Pesticides, Nitrate, and Their Mixtures in Groundwater Used for Drinking Water in the United States. *Environmental Science & Technology*, v. 36, n. 9, p. 1923-1930, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1021/es015591n>
- STOCKHOLM CONVENTION. *Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs)*. 2025. Disponível em: <<https://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/tabid/673/Default.aspx>>. Acesso em: 10 jan. 2025.

TUDI, M.; RUAN, H. D.; WANG, L.; LYU, J.; SADLER, R.; CONNELL, D.; CHU, C.; PHUNG, D. T. Agriculture Development, Pesticide Application and Its Impact on the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 18, n. 3, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph18031112>

USEPA. United States Environmental Protection Agency. *Chemicals Evaluated for Carcinogenic Potential by the Office of Pesticide Programs*. Washington, DC: Office of Chemical Pesticide Programs, 2023. Disponível em: <https://npic.orst.edu/chemicals_evaluated.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2024.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures. EPA/630/R-98/002. *Federal Register*, v. 51, n. 185, p. 34014-34025, 1986.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. *Organophosphorus Cumulative Risk Assessment 2006 Update*. 2006. Disponível em: <<https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPP-2006-0618-0002>>. Acesso em: 05 de mai. de 2024.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. *Revised N-Methyl Carbamate Cumulative Risk Assessment*. 2007. Disponível em: <<https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPP-2008-0347-0029>>. Acesso em: 05 de mai. de 2024.

VASSEGHIAN, Y.; HOSSEINZADEH, S.; KHATAEE, A.; DRAGOI, E. N. The concentration of persistent organic pollutants in water resources: A global systematic review, meta-analysis and probabilistic risk assessment. *Science of the Total Environment*, v. 796, p. 149000, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149000>

VIEIRA, K. C.; SILVA, C. T.; SILVA, M. M.; COSTA, A. S. V. Potencial de contaminação ambiental dos herbicidas utilizados nas culturas do milho, soja e cana de açúcar. *Research, Society and Development*, v. 9, n. 9, e417997442, 2020. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i9.7442>

WEI, G.; WANG, C.; NIU, W.; HUAN, Q.; TIAN, T.; ZOU, S.; HUANG, D. Occurrence and risk assessment of currently used organophosphate pesticides in overlying water and surface sediments in Guangzhou urban waterways, China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, p. 48194-48206, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13956-w>

WEISNER, O.; FRISCHE, T.; LIEBMANN, L.; REEMTSMA, T.; ROß-NICKOLL, M.; SCHÄFFER, R. B.; SCHÄFFER, A.; SCHOLZ-STARKE, B.; VORMEIER, P.; KNILLMANN, S.; LIESS, M. Risk from pesticide mixtures – The gap between risk assessment and reality. *Science of the Total Environment*, v. 796, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149017>

ZHOU, W.; LI, M.; ACHAL, V. A comprehensive review on environmental and human health impacts of chemical pesticide usage. *Emerging Contaminants*, v. 11, n. 1, p. 100410, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100410>