

ÍNDICE DE RISCO AMBIENTAL DOS PRINCIPAIS HERBICIDAS UTILIZADOS NO ESTADO DE MATO GROSSO

 <https://doi.org/10.56238/arev6n2-151>

Data de submissão: 17/09/2024

Data de publicação: 17/10/2024

Zacareli Massuquini

Mestre em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
E-mail: zacareli.massuquini@unemat.br

Miriam Hiroko Inoue

Doutora em Agronomia
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
E-mail: miriam@unemat.br

Bruno da Silva Santos

Mestrando em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
E-mail: santos.bruno@unemat.br

Rubem Silvério de Oliveira Júnior

Doutor em Fitotecnia
Universidade Estadual de Maringá – UEM
E-mail: rsojunior@uem.br

Ana Carolina Dias Guimarães

Doutora em Fitotecnia
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
E-mail: acrdias@unemat.br

Kassio Ferreira Mendes

Doutor em Ciências Energia Nuclear na Agricultura
Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP
E-mail: kassio_mendes_06@hotmail.com

Roberto Antônio Savelli Martinez

Doutor em Agronomia
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
E-mail: robertosavelli@unemat.br

RESUMO

Diante a preocupação com a contaminação do ambiente devido ao uso intensivo de pesticidas na agricultura brasileira, a exemplo no estado de Mato Grosso, se faz necessário analisar as particularidades que os ingredientes ativos (i.a.) exercem no ambiente para auxiliar na diminuição dos seus impactos, sendo o Índice de Risco Ambiental (IRA) um meio de conhecer esses danos. Assim, o objetivo desse estudo foi realizar o IRA dos herbicidas mais utilizados no Mato Grosso para controle

de plantas daninhas nas culturas da soja, milho e algodão. O levantamento foi realizado por i.a., a partir de dados do Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso, enquanto que as características físico-químicas dos herbicidas, necessárias para as equações do IRA, foram obtidas de três bancos de dados (PPDB, PPD e IBAMA). Os parâmetros utilizados para a construção do IRA foram: persistência no solo, lixiviação, volatilidade, dose e perfil toxicológico dos herbicidas. A pesquisa apontou 42 herbicidas usados, porém 11 compostos representam 98,2% do volume total comercializado, sendo o glyphosate o primeiro do ranking com massa total de 134.138.025 kg i.a. comercializado nos últimos três anos em Mato Grosso. O resultado do IRA da maior massa comercializada em ordem decrescente foi: atrazine, diuron, trifluralin, glyphosate, 2,4-D, clomazone, S-metolachlor, diquat, haloxifop-methyl, clethodim e glufosinate-ammonium. Os herbicidas atrazine, MSMA, diuron, trifluralin e pendimethalin, foram os i.a. que apresentaram maior IRA. De modo geral, todos os herbicidas apresentaram níveis de toxicidade de médio a muito alto, resultando em um fator preocupante aos ecossistemas, quando atingem organismos não-alvos.

Palavras-chave: Análise de risco, Pesticidas, Toxicologia.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior consumidor de pesticidas no mundo e, no ano de 2021, comercializou um total de 720,87 mil toneladas de ingrediente ativo (i.a.), o que representa um aumento de 5,03% em relação ao ano anterior 2020. Só o estado do Mato Grosso consumiu 150.981,23 toneladas de i.a. em 2021 e, entre os mais comercializados estão o glyphosate, 2,4-D, mancozeb, atrazine, acephate, malathion, clethodim e S-metolachlor (IBAMA, 2022). Apesar do papel importante desses compostos para a proteção de cultivos contra pragas, existem questionamentos constantes sobre o efeito ao ambiente e a saúde humana (VIEIRA et al., 2020).

O efeito a saúde humana devido a exposição não depende apenas da toxicidade dos ingredientes ativos, mas também do tempo de exposição e da quantidade de composto absorvido (MEDEIROSA et al., 2021). Nas propriedades rurais brasileiras, quanto maior a intensidade do uso de pesticidas, maior é o impacto a saúde dessas populações, tendo em vista um investimento médio de R\$ 52,45 reais por hectare com esses compostos, o índice é de 0,45% das propriedades brasileiras apresentando pessoas intoxicadas (RODRIGUES; FÉRES, 2021).

Alguns aspectos da contaminação no campo causadas pelos pesticidas, podem estar relacionados com sua forma de aplicação. As propriedades físico-químicas desses compostos podem auxiliar a prever os seus movimentos por meio do ar, da água e do solo, pois assim que aplicados, os mesmos podem ser degradados, volatilizados, lixiviados ou sorvidos no solo (GÓMEZ-BELTRÁN et al., 2021). O conhecimento da dinâmica dos pesticidas no ambiente auxilia a compreender as relações entre eles, bem como avaliar a probabilidade da ocorrência de efeitos adversos aos agrossistemas (REBELOA; CALDASB, 2014).

Nesse contexto, conhecer os impactos que os pesticidas podem causar ao ambiente, por meio de uma triagem toxicológica dos herbicidas, pode auxiliar na tomada de decisões, a fim de minimizar efeitos danosos. O Índice de Risco Ambiental (IRA) é uma das formas de conhecer o potencial de dano dessas substâncias, pois permite usar a informação existente na literatura, sobre avaliações do risco de pesticidas individualmente, requerendo apenas investigações, a fim de estabelecer o impacto dessas moléculas ao ambiente.

Conforme o decreto 4074/2002, nº 6.913/2009; e pelas instruções normativas conjunta Mapa/Anvisa/Ibama nº 1/2006; nº 3/2006; nº 6/2006 e nº 1/2010, o IBAMA deve realizar uma avaliação de risco ambiental, como parte integrante da regulamentação do registro dos novos pesticidas e reavaliação dos já registrados no Brasil (IBAMA, 2022). Em geral, os pesticidas são os contaminantes mais facilmente encontrados no solo e sua permanência está relacionada às suas propriedades físicas, químicas e biológicas. No entanto, as informações técnicas e científicas de suas

substâncias ativas são encontradas em bases de dados nacionais e internacionais, auxiliando no processo de revisão (KIMBROUGH et al., 2020).

No Brasil, Weis et al. (2021) avaliaram o risco de contaminação de águas por pesticidas através de modelo matemático, em um total de 60 i.a., e constataram que o carbosulfano juntamente com o paraquat, representam os maiores riscos aos recursos naturais da região estudada. Onwona-Kwakye et al. (2020) identificaram vários pesticidas que podem representar risco agudo para os ecossistemas aquáticos, no entanto, o herbicida butachlor apresentou maior risco agudo para o ecossistema terrestre, da mesma forma o glyphosate com maior risco crônico.

Portanto, o estudo do risco de comportamento dos herbicidas, dentro de um manejo integrado de plantas daninhas, tem como objetivo mitigar os danos ao ecossistema e melhorar a eficiência e longevidade ao sistema de produção (ZALLER; BRÜHL, 2019). Essas informações podem ser muito úteis para os planejamentos estratégicos no manejo de plantas daninhas, auxiliando na definição de i.a. a serem utilizados, principalmente para o Mato Grosso, maior produtor de grãos e fibras do país (CONAB, 2023a).

Desta forma, conhecimentos que contribuam para o desenvolvimento de ferramentas de gestão, que visem minimizar os impactos causados pelos herbicidas, são de suma importância para a manutenção do ambiente produtivo. Portanto, o propósito do IRA foi fornecer informações sobre os herbicidas, os quais devem ser prioritários em estudos futuros, além de oferecer suporte quanto aos cuidados e usos, nos sistemas agrícolas no estado de Mato Grosso.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 COLETA DE DADOS DOS PESTICIDAS

Os dados referentes aos herbicidas mais comercializados, para o controle de plantas daninhas no sistema de produção de grãos e fibras no estado foram coletados junto ao Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso (INDEA), referente aos anos de 2020, 2021 e 2022.

As características físico-químicas, referentes aos herbicidas utilizados nas culturas da soja, milho e algodão, foram obtidas durante o ano de 2023, e extraídas do Pesticide Properties Database (PPDB) da Universidade de Hertfordshire da Inglaterra, do Pesticide Properties Database (PPD), do Departamento de Agricultura dos EUA, e da base de dados de agrotóxicos do IBAMA (LEWIS et al., 2016; USDA, 2023; IBAMA, 2024).

2.2 ÍNDICE DE RISCO AMBIENTAL (IRA)

As variáveis consideradas para estimar o risco potencial dos herbicidas foram volatilização, solubilidade em água, persistência no solo, adsorção, solubilidade em solvente orgânico e perfil toxicológico. Com base nesses valores foi possível avaliar o risco ambiental de cada herbicida. Para isso, foi usada a equação linear simples de Índice de Risco Ambiental (IRA), descrita por Alister e Kogan (2006) (Quadro 1). Cada parâmetro é apresentado nos tópicos a seguir.

Quadro 1. Equações utilizadas para construção do Índice de Risco Ambiental (IRA).

Parâmetro	Equação	Descrição
Persistência (P)	$K = 0,693/DT50$ (1)	K: taxa de degradação por dia. DT50: tempo de meia-vida da dissipação, persistência (Tabela 1). 0,693: Constante de proporcionalidade.
Lixiviação (L)	$LIX = e^{-k \cdot Koc}$ (2)	K: Constante de proporcionalidade (Equação 2). Koc: Coeficiente de sorção normalizado em relação ao teor de carbono orgânico do solo.
Volatilização (V)	$V = 2,9 \times 10^{-3} P M^{0,5}$ (3)	P: Pressão de vapor. M: peso molecular do pesticida.
Índice de Risco Ambiental (IRA)	$IRA = (P+L+V+PT) D$ (4)	P: Persistência. L: Lixiviação. V: Volatilização. PT: Perfil toxicológico. D: Dose.
Perfil Toxicológico (PT)	$PT = Kow + Rfd + DL50 + TA$ (5)	Kow: Coeficiente de partição octanol-água. Rfd: Dose de referência. DL50: Dose letal aguda para humanos. TA: Toxicologia animal.

Fonte: Adaptado de Alister e Kogan (2006).

2.2.1 Persistência

A persistência é caracterizada para cada herbicida através do seu tempo médio de meia-vida ($t_{1/2}$) da dissipação, ou seja, tempo necessário, em dias, para que 50% da concentração inicial do pesticida seja degradada no solo (SAMGHANI; HOSSEINFATEMI, 2016). A DT50 de um herbicida no solo pode ser influenciada por fatores, como umidade do solo, precipitação, temperatura, características intrínsecas do solo, entre outros (BAUMGARTNER et al., 2017).

2.2.2 Lixiviação

Uma vez aplicados na atmosfera, os herbicidas podem ser movimentados a grandes distâncias e, dentre as diversas formas de dispersão, é possível que o mesmo seja lixiviado para águas subterrâneas e ou transportado via escoamento superficial (runoff) para outros locais (SEVERO et al., 2020).

Para determinar esse parâmetro, foi utilizado o método proposto por Spadotto (2002), denominado índice LIX, o qual foi desenvolvido para disponibilizar informações claras sobre a potencialidade de lixiviação de pesticidas, em uma escala que varia de 0 a 1, identificando assim os compostos que necessitam maior atenção na determinação do potencial de lixiviação, a fim de analisar mais criteriosamente suas características lixivadoras. Este índice identifica herbicidas não lixiviáveis (LIX = 0) e lixiviáveis (LIX \geq 0,1 - 1,0) (SPADOTTO, 2002).

2.2.3 Volatilidade

A volatilização é o processo pelo qual o pesticida é depositado na área desejada, porém evapora para a atmosfera na forma gasosa, sendo transportado para fora do alvo da aplicação (MUELLER, 2015). A volatilidade de um herbicida está associada a maior umidade relativa do ar e do solo, bem como à temperatura na superfície deste (COSTA et al., 2016). A pressão de vapor dos pesticidas, as propriedades químicas, estrutura e peso molecular determinam a distribuição da parte que será evaporada e/ou depositada sobre solo, no entanto, quanto maior sua pressão de vapor, maior será sua taxa de volatilidade (PIRES et al., 2022).

2.2.4 Dose

A dose representa a quantidade do i.a. que é aplicada sobre um determinado alvo no ambiente, sendo um fator importante, pois quanto maior a quantidade de i.a. aplicada, maior será a carga química do pesticida e, conseqüentemente, maior será o potencial de contaminação do solo e da água (ALISTER; KOGAN, 2006). Além disso, a dose também terá um efeito multiplicador sobre os outros componentes do IRA, pois mesmo que a DL50 seja igual para dois herbicidas diferentes, o que apresentar a maior dose de i.a. a ser aplicada possuirá um risco maior de lixiviação. Para a equação do IRA, foram utilizadas as dosagens máximas permitidas pela bula dos herbicidas para controle de plantas daninhas nas culturas de algodão, soja e milho, sendo atribuídas notas de acordo com o grau de severidade (Tabela 1).

Tabela 1. Grau de severidade, valores atribuídos e intervalos propostos por Alister e Kogan (2006) para cada termo do Índice de Risco Ambiental.

Grau de severidade e valores atribuídos		Classificação dos intervalos				
		Persistência (P) (DT50, dias)	Dose (D)* (kg i.a. ha ⁻¹)	Lixiviação (L) Índice LIX	Volatilidade(V) (mmHg)	Perfil Toxicológico(PT)
Baixo	1	≤ 30	≤ 1	$\leq 0,09$	$\leq 10^{-6}$	≤ 8
Médio	2	$30 \leq 60$	$1 \leq 2$	$0,09 \leq 0,25$	$10^{-6} \leq 10^{-5}$	$8 \leq 14$
Alto	3	$60 < 90$	$2 < 3$	$0,25 < 0,5$	$10^{-5} < 10^{-4}$	$14 < 20$

Muito alto	4	≥ 90	≥ 4	$\geq 0,5$	$\geq 10^{-4}$	≥ 20
------------	---	-----------	----------	------------	----------------	-----------

Fonte: Adaptado de Alister e Kogan (2006). * Maior dose utilizada para as culturas de soja, milho e algodão.

2.2.5 Perfil Toxicológico

O perfil toxicológico (PT) é uma estimativa de impacto que um determinado pesticida apresenta quando o mesmo atinge uma comunidade viva de um ecossistema, levando em consideração importantes fatores como estimar a Kow, Rfd, DL50 e a toxicologia animal (TA), para tanto, foram atribuídos valores 1, 2, 3 ou 4, que representam os níveis baixos, médio, alto e muito alto, respectivamente (Tabela 2). Os valores do perfil toxicológico (PT) poderão ser de 6 a um valor máximo de 24, enquanto que o IRA se concentra na faixa teórica de 4 a 64 (ALISTER; KOGAN, 2006).

Tabela 2. Grau de gravidade do pesticida, valores atribuídos e intervalos para cada termo de Perfil Toxicológico.

Grau de severidade e valores atribuídos		Classificação dos intervalos					
		Kow Log Kow	Rfd mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	DL50 mg kg ⁻¹	CL50 Ave mg L ⁻¹	DL50 Abelha µg ab ⁻¹	CL50 Peixe mg L ⁻¹
Baixo	1	≤ 1	$\geq 0,1$	≥ 4000	≥ 5000	≥ 100	≥ 100
Médio	2	$1 \leq 2$	$0,1 \geq 0,01$	$4000 \geq 400$	$5000 \geq 500$	$100 \geq 50$	$100 \geq 50$
Alto	3	$2 > 3$	$0,01 > 0,001$	$400 > 40$	$500 > 50$	$50 > 25$	$50 > 10$
Muito alto	4	≥ 3	$\leq 0,001$	≤ 40	≤ 50	≤ 25	≤ 10

Fonte: Adaptado de Alister e Kogan. (2006). A Ave refere-se *Anas platyrhynchor* / *Colinus virginiaus*, abelha à *Apis* spp., peixe à *Oncorhynchus mykiss* / *Lepomis macrochirus*.

O coeficiente octanol-água (Kow) é definido pela medida da intensidade de afinidade que uma molécula apresenta pela fase apolar (1 octanol) e polar (representada pela água), sendo uma medida da lipofilicidade da molécula, permitindo quantificar o impacto potencial dos pesticidas em relação ao acúmulo nos ácidos graxos (OLIVEIRA; BRIGHENTI, 2011).

O octanol representa um substituto para o lipídio biótico e a polaridade, a presença de átomos alcalinos e a assimetria das moléculas apresentam uma maior contribuição para solubilidade em água, enquanto elementos mais pesados que o carbono e características lipofóbicas, uma menor solubilidade, portanto, dá uma aproximação a um coeficiente de partição lipídio biótico-água (FIORESSIA et al., 2019).

Enquanto que a dose referente (Rfd) é um indicador de risco, representada pela estimativa de exposição diária aceitável que um humano pode ingerir sem que cause risco à saúde (MARTINAZZO et al., 2011). Já a dose letal (DL50), refere-se ao tempo necessário para que a concentração da substância química em condições controladas de laboratório, diminua em 50% a quantidade dos indivíduos nos quais foram administrados o pesticida (LOUREIRO et al., 2021). Como referência à DL50, o presente trabalho utilizou a dose letal dérmica, para ser incluída na equação do PT.

Para as abelhas *Apis* spp., a DL50 aguda de contato, expressa em mg abelha-1, consideramos os piores valores para 24, 48 e 72 horas. Para aves, a DL50 aguda é expressa em mg kg-1 de peso corporal, e a escolha de dados foi para a espécie *Colinus virginianus*, em último caso, quando nenhum dado estava disponível para esta espécie, a DL50 utilizada foi para *Anas platyrhynchos*. A concentração letal (CL50) aguda de 96 horas para peixes é expressa em mg L-1, e a espécie utilizada foi *Onchorynchus mykiss*, quando não encontrado o valor nos bancos de dados selecionados, foi usado o valor para a espécie *Lepomis macrochirus*.

2.2.6 Caracterização de Precipitação e Temperatura em Mato Grosso

O Cerrado apresenta uma forte sazonalidade climática, com algumas peculiaridades, configurando um período chuvoso, durante a primavera e verão, seguido por um período seco, ao longo do outono e inverno (NASCIMENTO; NOVAIS, 2020). Os dados climáticos relacionados a pluviometria mensal e média de temperatura, foram coletados junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), sendo utilizadas informações de onze estações meteorológicas distribuídas pelo estado de Mato Grosso (Tabela 3).

Tabela 3. Estações meteorológicas usadas para análise de precipitação e temperatura em Mato Grosso.

Nome	Código	Latitude	Longitude	Altitude
Cuiabá	A901	15° 33' 33"	56° 3' 46"	241
Nova Xavantina	83319	14° 42' 00"	52° 9' 45"	440
Primavera do Leste	A923	15° 48' 00"	54° 22' 51"	680
Canarana	83270	13° 42' 00"	52° 16' 12"	406
Tangará da Serra	A902	14° 30' 00"	57° 25' 54"	440
Diamantino	83309	14° 24' 36"	56° 27' 00"	448
Querência	A916	12° 36' 16"	52° 9' 45"	355
São José do Rio Claro	A903	13° 27' 14"	56° 40' 37"	339
Vila Bela da Santíssima Trindade	A922	15° 3' 46"	59° 52' 23"	213
Sorriso	A904	12° 33' 18"	55° 43' 22"	379
Sapezal	DT7917	13° 18' 14"	58° 45' 47"	710

Fonte: INMET, 2023.

O processo de construção do IRA dos herbicidas, envolve, portanto, o levantamento multidisciplinar de dados, através de parâmetros que indicam e fornecem informações sobre seu comportamento no ambiente. Nesse sentido, o estudo apresenta dados quantitativos e qualitativos, dos principais herbicidas utilizados no Mato Grosso, sendo comparados através de tabelas, ordenados conforme sua utilização e risco apresentado ao ambiente.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os herbicidas mais utilizados durante o período de 2020 a 2022 no estado de Mato Grosso incluíram 42 i.a., 26 grupos químicos e 13 mecanismos de ação e com total comercializado representado na Tabela 4. O glyphosate, atrazine, 2,4-D, S-metolachlor, clethodim e diquat, foram os responsáveis pelos maiores números, com a soma durante os três anos, ultrapassando massa total de 187,8 milhões de kg em todo estado (INDEA, 2023).

A quantidade de herbicidas discriminada pelo INDEA, para as três culturas, soja, milho e algodão que possuem maior extensão de área e importância econômica no Mato Grosso foram agrupadas, com uma área total de 16.625,7 mil ha-1, 17.325,3 mil ha-1 e 18.796,0 mil ha-1 para as safras de 2020, 2021 e 2022, respectivamente (CONAB, 2023b).

Do total dos i.a. avaliados, 54,7% (atrazine, S-metolachlor, trifluralin, glufosinate-amonium, clomazone, diuron, fomesafen, sulfentrazone, carfentrazone-ethyl, triclopyr, clorasulam-methyl, flumiclorac-pentyl, diclosulam, quizalofop-ethyl, lactofen, fenoxaprop-p-ethyl, pendimethalin, fluazifop-p-buthyl, metribuzin, dicamba, isoxaflutol, fenoxaprop-p-ethyl e amicarbazone) possuem classificação ambiental II, produto muito perigoso, com grau elevado de toxicidade para algas, animais aquáticos, abelhas, entre outros (AGROFIT, 2023).

Enquanto que 45,3% (glyphosate, 2,4-D, clethodim, diquat, haloxifop-methyl, flumioxazin, imazethapyr, mesotrione, chlorimuron-ethyl, MSMA, pyroxasulfone, pyriithiobac-sodium, nicosulfuron, fluroxypyr, saflufenacil, metsulfuron-methyl, trifloxysulfuron-sodium, imazapic, simazina e imazaquin) estão na classe III (Tabela 4), sendo perigosos e altamente tóxicos para micro crustáceos, peixes e abelhas (AGROFIT, 2023).

As propriedades físico-químicas dos herbicidas para a realização do IRA estão representadas na Tabela 5. A maior taxa de degradação (DT50) foi para o i.a. quizalofop-ethyl, com 0,4 dias, enquanto, a menor taxa de degradação foi para a imazethapyr com DT50 de 513 dias. De acordo com Carvalho (2013), o DT50 <30 dias classifica os pesticidas como não persistentes, entre 30-100 medianamente persistente, de 100-365 dias persistente e o DT50 > 365 dias muito persistente.

Dessa forma, 59,52% dos herbicidas analisados (glyphosate, clomazone, S-metolachlor, glufosinate-amonium, 2,4-D, clethodim, pyroxasulfone, carfentrazone-ethyl, diquat, flumioxazin, quizalofop-ethyl, nicosulfuron, haloxifop-methyl, lactofen, metsulfuron-methyl, mesotrione, triclopyr, fluroxypyr, fluazifop-p-buthyl, dicamba, saflufenacil, isoxaflutol, fenoxaprop-p-ethyl, metribuzin e clorasulam-methyl) não são persistentes (DT50 <30 dias).

O pyriithiobac-sodium, fomesafen, atrazine, trifloxysulfuron-sodium, chlorimuron-ethyl, diclosulam, flumiclorac-pentyl, amicarbazone e simazine, formaram 21,42% e são medianamente

persistentes (DT50 >30 e <100 dias). Enquanto trifluralin, diuron, pendimethalin, MSMA, imazaquin e imazapic, representaram 14,28% e são persistentes no solo, com DT50 superior a 100 dias. No caso de sulfentrazone e imazethapyr, são necessários 400 e 513 dias, respectivamente, para que metade da concentração inicial seja degradada.

Em relação ao coeficiente de sorção ao teor de carbono orgânico - CO (Koc), o mesmo indica a sorção relativa do pesticida no solo, e, quando esse valor é alto, a sorção será alta, logo, pesticidas com o Koc elevados, são pouco solúveis em água, podendo ser transportados por outros sedimentos que não a água (GUARDA et al., 2020).

As informações dos herbicidas foram tabuladas conforme o Banco de Dados Químicos dos Pesticidas existentes elaborado por Lewis et al. (2016), no qual classificam o Koc <15 como muito móvel, de 15-75 móveis, de 75-500 moderadamente móvel, 500-4000 ligeiramente móvel e >4000 não-móvel, baseado no potencial de retenção do pesticida normalizado para o carbono orgânico presente no solo. Sendo assim, tem-se 36,58% dos herbicidas estudados identificados como móveis no solo, 31,70% moderadamente móveis, 17,07% ligeiramente-móveis e por fim, 14,63% dos herbicidas classificados como não-móveis (Tabela 5).

O Koc, portanto, é um indicativo de mobilidade dos herbicidas no solo e está diretamente relacionado com o teor de carbono orgânico no mesmo, dessa forma, quanto maior o teor, maior a área superficial e estruturas porosas, resultando em maior capacidade de sorção dos herbicidas. Nesse sentido, pequenas variações na concentração do carbono orgânico no perfil podem influenciar na dinâmica dos pesticidas (CHITOLINA et al., 2020).

Ao analisar o coeficiente de sorção juntamente com a meia-vida, temos herbicidas que são persistentes no solo, como o imazaquin, MSMA, pendimethalin e trifluralin, e muito persistentes, como é o caso da sulfentrazone e imazethapyr, porém o Koc os diferencia, sendo trifluralin, MSMA e pendimethalin não móveis, enquanto sulfentrazone, imazethapyr e imazaquin são móveis no solo. Assim os herbicidas trifluralin, MSMA e pendimethalin, apresentam maior potencial de sofrer escorrimento superficial, do que a sulfentrazone, imazethapyr e imazaquin, que teriam maior pontecial de lixiviação vertical no perfil do solo.

Segundo Inoue et al. (2002), a lixiviação do imazaquin é influenciada pelo aumento do pH do solo, sendo maior quanto mais próximo à neutralidade. Para Nunes e Vidal (2017), o imazaquin apresenta baixa lixiviação, pois após 25 dias de aplicado, mais de 60% do i.a. foi biodetectado na profundidade de 2-8 cm. Com relação a sulfentrazone, Melo et al. (2010) observaram maior lixiviação com aumento da dose, sendo mais acentuada em solos arenosos.

Em relação a ionização dos herbicidas analisados, apenas o fenoxaprop-p-ethyl, apresenta-se como ácido muito forte, sendo que a maior parte 35,71% são ácidos fracos, 19,04% ácidos fortes, 4,76% bases muito fracas e 26,16% não ionizáveis (Tabela 5). Para os herbicidas que se dissociam como ácidos fracos e bases fracas, quanto maior o valor do pH, menor a sorção do herbicida no solo, podendo influenciar no processo de lixiviação (OLIVEIRA Jr et al., 2022).

Dessa forma, segundo Oliveira Jr. et al. (2022), herbicidas ácidos podem ser considerados fortes se o pKa for menor que 3,0; fracos se o pKa estiver entre 3,0 e 9,0; e muito fracos se o pKa for maior que 9,0. Com relação às bases, são consideradas fortes se pKa maior que 9,0; fracas entre 3,0 e 9,0 e muito fracas pKa menor que 3,0 (Tabela 5).

Tabela 4. Principais herbicidas utilizados no estado de Mato Grosso no ano de 2020, 2021 e 2022 para controle de plantas daninhas.

Ingrediente Ativo (i.a.)	Mecanismo de Ação ¹	Grupo Químico	Classificação Ambiental*	2020	2021	2022	Total
				Massa Total**	Massa Total**	Massa Total**	Massa Total**
				Kg i.a.	Kg i.a.	Kg i.a.	Kg i.a.
Glyphosate	EPSPs	Glicina substituída	III	44.141.701	46.836.859	43.159.465	134.138.025
Atrazine	FS II	Triazina	II	8.321.304	8.356.818	7.964.860	24.642.982
2,4-D	Auxinas	Ácido fenoxi carboxílico	III	5.164.068	5.198.853	5.394.934	15.757.855
S-metolachlor	Mitose	Cloroacetanilida	II	1.372.963	1.815.254	1.827.983	5.016.200
Clethodim	ACCCase	Ciclohexanodiona	III	980.583	1.273.868	1.358.024	3.612.475
Diquat	FS I	Bipiridílio	III	873.054	1.251.975	2.564.299	4.689.328
Trifluralin	Microtúbulos	Dinitroanilina	II	549.877	722.868	1.007.430	2.280.175
Glufosinate-amoníum	Inib. da Glutamina	Homoalanina substituída	II	305.227	645.847	1.009.636	1.960.710
Clomazone	Carotenoides	Isoxazolidinona	II	127.393	263.038	537.661	928.092
Haloxifop-methyl	ACCCase	Ariloxifenoxipropionato	III	154.643	269.227	405.471	829.341
Diuron	FS II	Fenilureia	II	185.613	169.417	265.581	620.611
Flumioxazin	PROTOX	Ciclohexenodicarboximida	III	121.822	155.685	189.911	467.418
Fomesafen	PROTOX	Éter difenílico	II	215.220	108.192	91.686	415.098
Imazethapyr	ALS	Imidazolinona	III	163.873	145.347	176.745	485.965
Mesotrione	Catotenoides	Aroilciclohexanodiona	III	81.921	86.684	103.199	271.804
Sulfentrazone	PROTOX	Triazolona	II	64.492	67.390	113.233	245.115
Chlorimuron-ethyl	ALS	Sulfoniluréia	III	70.439	78.756	94.230	243.425
Carfentrazone-ethyl	PROTOX	Triazolona	II	35.250	62.233	98.313	195.796
Triclopyr	Auxinas	Piridiniloxialcanoico	II	37.030	17.351	56.787	111.168
Cloransulam-methyl	ALS	Sulfonanilida triazolopirimidina	II	9.778	22.614	73.290	105.682
Flumiclorac-pentyl	ALS	Ciclohexenodicarboximida	II	716	43.862	31.055	75.633
Diclosulam	ALS	Sulfonanilida triazolopirimidina	II	18.502	25.353	31.080	74.935
Quizalofop-P-tefuryl	ACCCase	Ariloxifenoxipropionato	II	8.592	24.464	24.015	57.071
MSMA	Desconhecido	Organoarsênico	III	7.222	35.529	12.049	54.800
Lactofen	PROTOX	Éter Difenílico	II	28.380	20.429	5.922	54.731
Pyroxasulfone	Mitose	Oxazol	III	1.179	16.346	33.720	51.245

Pyriothioac-sodium	ALS	Pirimidiniloxibenzóico	III	11.710	16.393	8.163	36.266
Nicosulfuron	ALS	Sulfoniluréia	III	11.082	11.545	13.486	36.113
Fenoxaprop-p-ethyl	ACCCase	Ariloxifenoxipropionato	II	15.382	10.169	6.041	31.592
Fluroxypyr	Auxinas	Piridiniloxialcanoico	III	3.279	5.508	21.948	30.735
Saflufenacil	PROTOX	Pirimidinadiona	III	6.492	7.778	14.280	28.550
Metsulfuron-methyl	ALS	Sulfoniluréia	III	686	278	13.697	14.661
Pendimethalin	Microtúbulos	Dinitroanilina	II	4.904	3.836	5.609	14.349
Fluazifop-buthyl	ACCCase	Ariloxifenoxipropionato	II	5.437	2.379	554	8.370
Metribuzin	FS II	Triazinona	II	1.384	2.913	469	4.766
Dicamba	Auxinas	Ácido benzoico	II	75	979	2.493	3.547
Isoxaflutole	Catotenoides	Oxazol	II	623	261	2.254	3.138
Amicarbazone	FS II	Triazinolinona	II	-	812	2.082	2.894
Trifloxysulfuron-sodium	ALS	Sulfoniluréia	III	791	1.367	241	2.399
Imazapic	ALS	Imidazolinona	II	536	929	211	1.676
Simazine	FS II	Triazina	III	450	-	230	680
Imazaquin	ALS	Imidazolinona	III	-	150	3	153
Total				63.103.673	67.779.556	66.722.340	197.605.569

* Dados obtidos junto ao Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso – INDEA. ** Classificação ambiental de acordo com registro de produtos formulados (Agrofit – MAPA). ACCCase = inibição da acetil – CoA carboxilase; carotenoides = inibição da biossíntese de carotenoides; microtúbulos = inibição da formação de microtúbulos; FS I = inibição da fotossíntese no fotossistema I. FS II = inibição da fotossíntese no fotossistema II; PROTOX = inibição da protoporfirinogênio oxidase; lipídios = inibição da síntese de lipídios; mitose = inibição da mitose; ALS = inibição da acetolactato sintase; auxinas = mimetizadores da auxina; celulose = inibição da biossíntese de celulose; EPSPs = glicina substituída;

Tabela 5. Propriedades físico-químicas dos herbicidas usados para calcular o Índice de Risco Ambiental - IRA.

Herbicida	DT ₅₀ ^a	K _{oc} ^a	K ^b	Pressão de Vapor ^a	Índice ^c	Dose ^d	Sw*	Classificação	pK _a / pK _b	Ionização
(i.a.)	(dias)	(L Kg ⁻¹)	(1 dia)	(mmHg)	LIX	(kg i.a./ha)	(mg L ⁻¹)	da Sw*		
Trifluralin	133,7	15800	0,00518	1,47 x 10 ⁻²	0,0000	1,07	0,221	Baixa	-	Não ionizavel
Glyphosate	16,11	1424	0,04302	2,45 x 10 ⁻⁸	0,0000	2,40	100000	Alta	2,34	Ácido fraco
Clomazone	22,6	300	0,03066	1,92 x 10 ⁻²	0,0000	1,00	1212	Alta	-	Não ionizavel
Diuron	146,6	680	0,00473	9,2 x 10 ⁻⁶	0,0000	3,20	35,6	Baixa	-	Não ionizavel
S-metolachlor	15	120	0,04620	1,73 x 10 ⁻³	0,0000	1,00	530	Alta	-	Não ionizavel
Glufosinate-ammonium	7,4	600	0,09365	1,0 x 10 ⁻⁴	0,0000	0,70	500000	Alta	9,15	Ácido fraco
2,4-D	4,4	39,3	0,15750	1,5 x 10 ⁻⁵	0,0024	1,34	24300	Alta	2,8	Ácido forte
Clethodim	0,55	22,17	1,26000	1,33 x 10 ⁻⁵	-	0,11	5450	Alta	4,47	Ácido fraco
Pyroxasulfone	22	223	0,03150	3,0 x 10 ⁻⁶	0,0009	0,15	3,49	Baixa	-	Não ionizavel
Carfentrazone-ethyl	12,4	750	0,05589	1,6 x 10 ⁻⁵	0,0000	0,06	29,3	Baixa	-	Não ionizavel
Diquat	30	210	0,02310	3,04 x 10 ⁻³	0,0000	0,50	260	Moderada	-	Não ionizavel

Pyriithiobac-sodium	60	-	0,01155	$1,33 \times 10^{-3}$	-	0,14	728000	Alta	2,34	Ácido forte
Flumioxazin	21,9	889	0,03164	$3,21 \times 10^{-4}$	0,0000	0,05	0,786	Baixa	-	Não ionizavel
Pendimethalin	182,3	17491	0,00380	$1,33 \times 10^{-5}$	0,0000	1,60	0,33	Baixa	2,8	Ácido forte
Quizalofop-ethyl	0,4	510	1,73250	$4,0 \times 10^{-5}$	0,0000	0,08	0,61	Baixa	1,25	Ácido forte
Nicosulfuron	16,4	30	0,04226	$4,8 \times 10^{-8}$	0,2815	0,06	7500	Alta	4,78	Ácido fraco
Fomesafen	86	50	0,00806	$1,33 \times 10^{-5}$	0,0000	0,38	50	Moderada	2,83	Ácido forte
MSMA	200	7000	0,00347	$1,5 \times 10^{-3}$	0,0000	2,88	580000	Alta	9,02	Ácido fraco
Haloxifop-methyl	0,5	47	1,38600	$1,7 \times 10^{-5}$	0,0000	0,06	7,9	Baixa	-	Não ionizavel
Atrazine	66	100	0,01050	$3,87 \times 10^{-5}$	0,3490	2,50	35	Baixa	1,7	Base Muito Fraca
Sulfentrazone	400	43	0,00173	$1,07 \times 10^{-7}$	0,9280	0,60	780	Alta	6,56	Ácido fraco
Trifloxysulfuron-sodium	70	306	0,00990	$1,0 \times 10^{-5}$	0,0483	0,0075	25700	Alta	4,76	Ácido fraco
Lactofen	4	10000	0,17325	$2,4 \times 10^{-6}$	0,0000	0,18	0,5	Baixa	-	Não ionizavel
Metsulfuron-methyl	23,2	35	0,02987	$3,3 \times 10^{-10}$	0,3515	0,0018	2790	Alta	3,75	Ácido fraco
Chlorimuron-ethyl	40	106	0,01733	5×10^{-10}	0,0000	0,02	1200	Alta	4,2	Ácido fraco
Imazaquin	106,6	20	0,00650	$1,9 \times 10^{-5}$	0,8781	0,15	102000	Alta	3,8	Ácido fraco
Mesotrione	19,6	122	0,03536	$5,69 \times 10^{-6}$	0,0134	0,19	1500	Alta	3,12	Ácido fraco
Triclopyr	1,5	20	0,46200	$1,6 \times 10^{-4}$	0,0001	0,96	5,75	Baixa	3,97	Ácido fraco
Imazethapyr	513	52	0,00135	$1,3 \times 10^{-5}$	0,9322	0,4	1400	Alta	2,1	Ácido fraco
Diclosulam	49	90	0,01414	$6,58 \times 10^{-8}$	0,2801	0,04	6,32	Baixa	4,09	Ácido fraco
Fluroxypyr	1	19550	0,69300	5×10^{-5}	0,0000	0,43	0,136	Baixa	-	Não ionizavel
Flumiclorac-pentyl	45	30	0,01540	$1,6 \times 10^{-14}$	0,0000	0,06	0,189	Baixa	-	-
Fluazifop-p-buthyl	15	3000	0,04620	$5,3 \times 10^{-7}$	0,0000	0,19	1	Baixa	-	-
Dicamba	9,62	233	0,07204	$4,5 \times 10^{-3}$	0,8656	0,72	250000	Alta	1,87	Ácido forte
Saflufenacil	20	20	0,03465	$2,0 \times 10^{-14}$	0,5474	0,14	2100	Alta	4,41	Ácido fraco
Isoxaflutole	0,9	145	0,77000	$3,2 \times 10^{-7}$	0,0000	0,105	6,2	Baixa	-	Não ionizavel
Amicarbazone	50	30	0,01386	$3,0 \times 10^{-6}$	0,6598	0,28	4600	Alta	-	Não ionizavel
Fenoxaprop-p-ethyl	0,36	11354	1,92500	$5,4 \times 10^{-5}$	0,0000	0,16	0,43	Baixa	0,18	Ácido muito forte
Metribuzin	7,03	60	0,09858	$1,6 \times 10^{-5}$	0,0027	0,72	10700	Alta	1,3	Ácido forte

Simazine	90	130	0,00770	$8,1 \times 10^{-7}$	0,3675	2,00	5	Baixa	1,6	Base muito fraca
Imazapic	232	137	0,00299	$1,3 \times 10^{-5}$	0,9783	0,052	2230	Alta	2	Ácido forte
Cloransulam-methyl	15	30	0,04620	$1,3 \times 10^{-5}$	0,2501	0,04	184	Moderada	4,81	Ácido fraco

Legenda: ^a - Valores médios obtidos no *Pesticide Properties DataBase* (PPDB) da *University of Hertfordshire* e no *Pesticide Properties Data base* do Departamento de Agricultura dos EUA (ARS). ^b - Valores calculados a partir do DT_{50} de acordo com a Equação (1) [$K = 0,693/DT_{50}$]. ^c - Índice de lixiviação calculado de acordo com a Equação (2) [$LIX = e^{-k \cdot Koc}$]. ^d - Dose máxima utilizada para controle de plantas daninhas. * Classificação de solubilidade de acordo com o *Pesticide Properties Database* (PPDB) da Universidade de Hertfordshire, em que $\leq 50 \text{ mg L}^{-1}$ = baixa; $50 - 500 \text{ mg L}^{-1}$ = moderada; > 500 = alta solubilidade.

Quanto aos valores da taxa de degradação diária (K), esses são inversamente proporcionais à DT_{50} , ou seja, quanto menor a DT_{50} maior será o K e vice-versa. Desse modo, as menores taxas de degradação estão relacionadas com os herbicidas mais persistentes no solo, como imazethapyr e sulfentrazone, seguido pelo imazapic, MSMA, pendimethalin, diuron e trifluralin (Tabela 5).

Em sequência tem-se a pressão de vapor (PV) (mmHg) dos herbicidas, a qual variou entre as ordens de grandeza de 10^{-2} (para trifluralin e clomazone) a 10^{-14} (para flumiclorac-penthyll e saflufenacil) (Tabela 5). A PV expressa a facilidade que os herbicidas apresentam de volatilizar, sofrendo influência da temperatura, sendo determinado assim, se os herbicidas após aplicados, permanecerão sobre determinada superfície, ou irão volatilizar para o ambiente (OLIVEIRA et al., 2018). Segundo Alves (2008), os produtos que apresentam a $PV_r > 10^{-2}$ são muito voláteis, entre 10^{-4} a 10^{-3} , medianamente voláteis, 10^{-7} a 10^{-5} pouco voláteis e os não voláteis $< 10^{-8}$. Do total de herbicidas utilizados no estado de Mato Grosso, apenas 25% estão classificados entre moléculas muito voláteis e medianamente voláteis.

Portanto, quanto menor o valor da grandeza, menor é a probabilidade de o herbicida sofrer volatilização, porém, se um herbicida for classificado como não volátil e a temperatura for desfavorável ($> 30^\circ \text{C}$), o mesmo poderá volatilizar, porém em menor quantidade que um produto mais volátil. Neste caso, a maioria dos i.a. estudados e utilizados no estado, apresentam baixa possibilidade de volatilizar, de acordo com os dados disponíveis na literatura que abordou a PV à 20°C (PAULA et al., 2021).

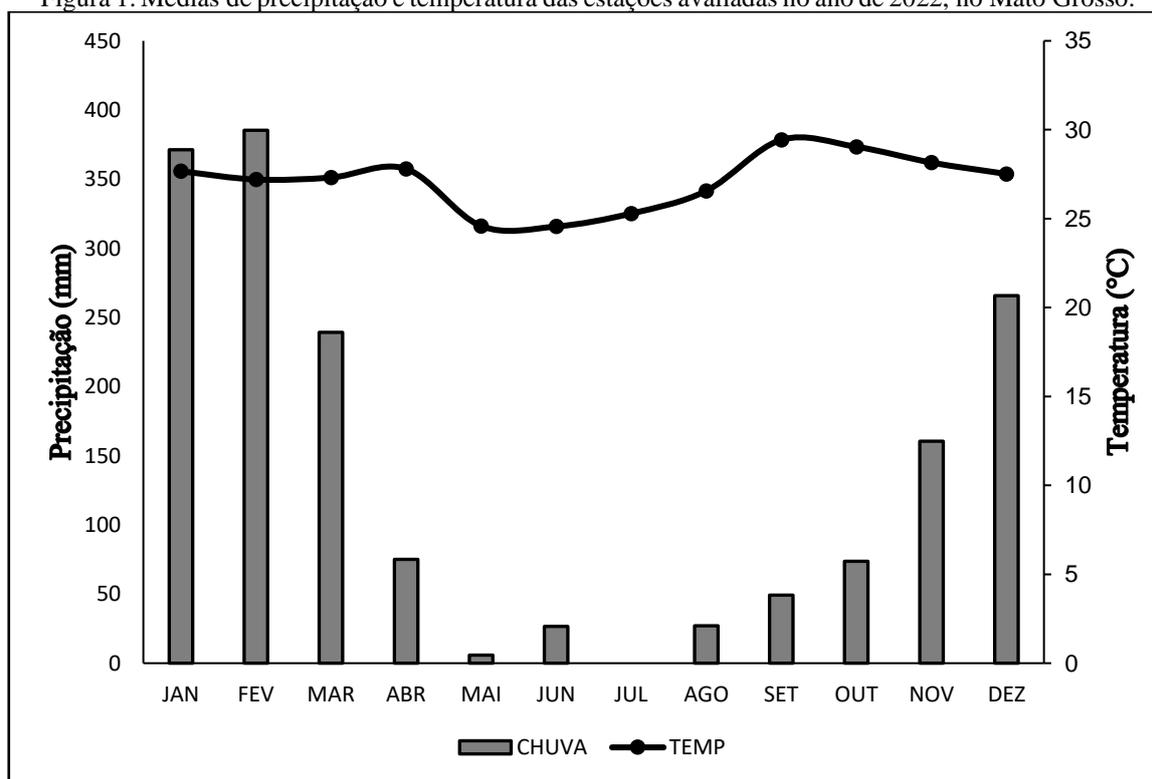
Em Mato Grosso, a temperatura média mensal está sempre acima de 20°C e muito próxima de 30°C , nos períodos de abril, março, agosto, setembro e outubro (Figura 1), o que pode influenciar na PV dos herbicidas avaliados neste trabalho. Pires et al. (2022) relatam que a volatilidade dos herbicidas foi influenciada pela umidade relativa do ar e, o herbicida dicamba, por exemplo, pode volatilizar em um período de 12 h, quando eleva-se a temperatura de 20°C para 30°C , já o glyphosate volatiliza 36%

em um período de três horas após a deposição. Contudo esses autores constataram que o herbicida haloxifop-methyl foi o que apresentou a maior volatilidade (80%), duas horas após sua deposição.

Dessa maneira, observa-se que os principais i.a. de herbicidas utilizados em Mato Grosso, que apresentaram maior valor de PV, como trifluralin, clomazone, S-metolachlor, diquat, pyrithiobac-sodium e MSMA, podem ter um valor de PV maior, diferente do encontrado na literatura consultada, a qual é gerado sob condições controlado, em laboratório.

Entre os herbicidas com maior carga química de aplicação por hectare, ou seja, maior dose (D) no ambiente para as culturas do algodão, soja e milho, estão: diuron, MSMA, atrazine, glyphosate, simazine, pendimethalin e 2,4-D, com (D) de, 3,200, 2,880, 2,500, 2,400, 2,000, 1,600 e 1,340 kg de i.a., respectivamente (Tabela 5). Como consequência disso, alguns desses herbicidas, como é o caso do glyphosate, 2,4-D e atrazine estão entre os sete com maior valor acumulado de uso em Mato Grosso (Tabela 4).

Figura 1. Médias de precipitação e temperatura das estações avaliadas no ano de 2022, no Mato Grosso.



Fonte: INMET (2023).

O restante dos herbicidas apresentou D entre 0,100 kg i.a. ha⁻¹ (clomazone e S-metolachlor) a 0,0075 e 0,0018 kg i.a. ha⁻¹ (trifloxysulfuron-sodium e metsulfuron-methyl), respectivamente. Mas, apesar da menor quantidade recomendada do metsulfuron-methyl e do trifloxysulfuron-sodium por aplicação, isso não significa menor deposição ambiental, uma vez que esses herbicidas apresentam

um volume, com mais de 17.060 mil kg i.a. comercializados nesses últimos três anos (Tabela 4). Já o S-metolachlor, não se apresenta com uma molécula de maior (D) 0,100 kg. i.a. ha⁻¹, porém nos últimos três anos, ocupa a 4^o posição no ranking com um volume comercializado de 5.016.200 milhões kg i.a. no estado (Tabela 4).

Quanto aos herbicidas com potencial de lixiviação (L) pelo índice LIX, estão o imazapic (0,9783), imazethapyr (0,9322), sulfentrazone (0,9280), imazaquin (0,8781), dicamba (0,8656), amicarbazone (0,6598), saflufenacil (0,5474), simazine (0,3675), atrazine (0,3490), metsulfuron-methyl (0,3515), nicosulfuron (0,2815), diclosulam (0,2801) e cloransulam-methyl (0,2501), mas os demais i.a. possuem valores iguais ou próximos à zero, representando o potencial mínimo de L (Tabela 5).

Dessa forma, é importante notar que os 13 herbicidas com potencial de lixiviação, apresentam algum nível de mobilidade quando analisado o Koc isoladamente. Contudo, o transporte no solo depende ainda de outros atributos e interação vinculados às propriedades físico-químicas dos herbicidas, tais como a solubilidade em água (Sw), coeficiente de partição octonal-água (Kow), e pressão de vapor (P), além das condições ambientais relacionadas ao clima, como precipitação, temperatura média, tipo de solo, topografia do terreno e às práticas de manejo de solo (TEIXEIRA et al., 2017; SILVA et al., 2022).

A precipitação (Figura 1) apresenta uma correlação direta com a umidade no solo, enquanto as características físicas do solo influenciam fortemente a retenção de água no perfil do solo, portanto, o aumento da umidade até próximo a capacidade de campo contribui na atividade microbiana do mesmo, auxiliando de melhor forma a biodegradação (MATOS et al., 2022). Nesse sentido, o Mato Grosso, nos meses de dezembro, janeiro, fevereiro e março são os mais chuvosos do ano, o que representa na safra 2022, 75,11% do volume precipitado.

Em relação à solubilidade em água (Sw), esse parâmetro determina a quantidade máxima que um herbicida pode ser dissolvido antes que ocorra a precipitação do produto, e quanto mais elevado o índice de Sw, menor a tendência de volatilização do herbicida (CHRISTOFFOLETI et al., 2008). Em contrapartida, quanto mais alto o valor do Sw do herbicida aliado ao baixo valor de Koc, mais facilmente os compostos se movem no perfil do solo (SABIK et al., 2000).

Dessa forma, a Tabela 5 apresenta a classificação da solubilidade dos herbicidas avaliados, com destaque para o 2,4-D (Koc 39,3 L Kg⁻¹), imazaquin (Koc 20 L Kg⁻¹), e metribuzin (Koc 60 L Kg⁻¹), que apresentaram alta Sw e baixo Koc, indicando potencial de contaminação das águas subterrâneas. Contudo, desses três i.a. somente o imazaquin (LIX = 0,8781) foi classificado com alto

risco de L, reforçando seu perigo ao ambiente, sendo o 2,4-D (LIX = 0,0024) e o metribuzin (LIX = 0,0027) classificados com baixa possibilidade de L, devido à sua alta taxa de degradação diária (K).

Então, mesmo o 2,4-D sendo moderadamente móvel e altamente solúvel em água, juntamente com o metribuzin possuem algumas barreiras para lixiviar. Gaultiera et al. (2008), observaram que a dinâmica dos herbicidas auxínicos é influenciada pelo teor de matéria orgânica no solo, aumentando o potencial solvente e reduzindo o risco de lixiviação.

Em trabalho realizado por Silva Jr. et al. (2015), o metribuzin, sob uma precipitação normal em solo argiloso, se mostrou susceptível a ser carregado para águas subterrâneas, principalmente se o acúmulo da precipitação ocorrer logo após a aplicação do herbicida, no entanto sete dias após a semeadura, com acúmulo de precipitação de 31 a 114 mm, a lixiviação do metribuzin alcançou a profundidade de 9-12 cm.

Além das propriedades físico-químicas, foram coletados também os parâmetros toxicológicos dos herbicidas, que inclui o Kow, dose de referência (Rfd), dose letal (DL50) e a toxicologia animal (TA), sendo os dados de cada i.a. apresentados na Tabela 6. A partir desse conjunto de informações foi possível construir o perfil toxicológico (PT) (Tabela 7).

O haloxifop-methyl (20), trifluralin (19), triclopyr (19), quizalofop-ethyl (19), isoxaflutole (19), flumioxazin (19), fluroxypyr (19), fluazifop-p-ethyl (19) e fenoxaprop-p-ethyl (19), apresentaram os maiores valores no PT (Tabela 7), sendo considerados os herbicidas mais tóxicos aos animais. Entre os fatores que influenciaram essa nota estão o Log Kow, com risco muito alto de bioacumulação (4), com exceção ao isoxaflutole e flumioxazin com risco alto (3), acompanhado da Toxicologia Animal para peixes e abelhas (4), já para aves (2) com exceção do fluazifop-p-butyl (1), indicando de forma geral entre os herbicidas, impacto muito alto, caso esses herbicidas atinjam a fauna (Tabela 6).

A bioacumulação é regida pelo Log Kow dos i.a., logo, herbicidas que apresentam um menor Log Kow, possuem uma maior afinidade com água, portanto mais solúveis (maior hidrofobicidade), ao contrário dos pesticidas que apresentam maior Log Kow (menor hidrofobicidade), sendo mais facilmente acumulados no ambiente (MERCADO-BORRAYO et al., 2015). Para os mesmos autores, compostos com valores de Log Kow ≥ 3 indicam que eles se apresentam altamente hidrofóbicos, ou seja, há tendência de as moléculas evitarem água.

Essa característica é confirmada em 18 i.a. dos principais herbicidas utilizados no Mato Grosso, os quais apresentam baixa solubilidade em água (Tabela 5). Porém desses herbicidas, dez compostos, haloxifop-methyl, trifluralin, triclopyr, quizalofop-ethyl, fluroxypyr, fluazifop-p-butyl, fenoxaprop-p-ethyl, pendimethalin, flumiclorac e carfentrazone-ethyl, representam um volume total

de 1,83% comercializado nas safras analisadas (Tabela 4). Herbicidas com alta lipofilicidade, podem ser facilmente absorvidos pelos animais, ou até ficarem bioacumulados nas estruturas físico-químicas do solo (DUCHOWICZ, 2020).

Em ambiente aquático, estudo realizado por Gómez-Beltrán et al. (2021) demonstraram que o glyphosate ($\log Kow = -1,6$) é altamente tóxico para anfíbios, quando submetidos a doses subletais e apresentaram diminuição na taxa de sobrevivência, prolongamento do tempo em que atinge a metamorfose e lipidose hepática. Em peixes, Silva et al. (2017) observaram alterações significativas no índice de gonadossomáticos em ovários de Danio rerio expostos por um período de 15 dias, a concentração de 65 mg L⁻¹ de glyphosate.

Tabela 6. Parâmetros ecotoxicológicos* dos principais herbicidas utilizados no estado de MT.

Ingrediente ativo (i.a.)	Log* Kow	DL ₅₀ * mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	Rfd* Dérmica mg kg ⁻¹	Toxicologia Animal		
				Ave ^a DL ₅₀ * mg kg ⁻¹	Abelha ^b CL ₅₀ * µg ab ⁻¹	Peixe ^c DL ₅₀ * mg L ⁻¹
Trifluralin	5,27	2000	0,02	2250	100	0,088
Glyphosate	-1,6	2000	0,50	2000	100	100
Clomazone	2,58	2000	0,13	2224	89,5	14,4
Diuron	2,87	5000	0,016	1104	101,7	6,7
S-metolachlor	2,75	5050	0,1000	2000	110	3,9
Glufosinate-amonium	-4,01	2000	0,0210	2000	345	710
2,4-D	-0,82	2000	0,3000	500	100	100
Clethodim	4,14	4167	0,1600	1640	51	25
Pyroxasulfone	2,39	2000	-	2250	105	2,2
Carfentrazone-ethyl	3,7	4000	0,0300	2250	200	99,2
Diquat	2,17	225	0,0240	30000	2432	97
Pyrithiobac-sodium	-0,84	2000	-	1500	24	930
Flumioxazin	2,55	2000	0,0500	2250	200	2,3
Pendimethalin	5,4	5000	0,3000	1421	196	0,196
Quizalofop-P-tefuryl	4,61	5000	0,1000	2000	100	0,21
Nicosulfuron	0,61	2000	2,0000	2000	25	65,7
Fomesafen	-1,2	1000	-	5000	50	170
MSMA	-3,1	2000	0,1000	3269	100	100
Haloxifop-methyl	4	2000	0,0750	1159	100	0,088
Atrazine	2,7	3100	0,1000	4237	100	4,5
Sulfentrazone	0,991	2000	-	2250	25,1	93,8
Trifloxysulfuron-sodium	-0,42	2000	0,0600	2000	25	103
Lactofen	-	2000	0,0015	2150	100	0,1
Metsulfuron-methyl	-1,87	2000	0,2500	2510	50	110
Chlorimuron-ethyl	0,11	2000	-	5620	12,5	8,4
Imazaquin	-1,09	5000	0,2500	2150	36,4	100
Mesotrione	0,11	2000	0,0200	3779	100	120
Triclopyr	4,62	5000	0,3000	735	100	1,3
Imazethapyr	1,49	2000	-	2150	100	340
Diclosulam	0,85	2000	0,0500	2250	100	110
Fluroxypyr	5,054	2000	0,8000	2000	25	0,225
Flumiclorac-penthyl	4,99	2000	-	2250	100	1,1
Fluazifop-p-buthyl	4,5	2420	0,0170	17000	76	0,53
Dicamba	-1,8	2000	0,3000	188	160	98,85

Saflufenacil	2,6	2000	-	2000	100	98
Isoxaflutole	2,34	2000	0,0500	2150	100	1,7
Amicarbazona	1,23	2000	-	1965	24,4	120
Fenoxaprop-p-ethyl	4,58	2000	0,1000	2000	63	0,19
Metribuzin	1,75	5000	0,0200	164	100	74,6
Simazine	2,3	2000	0,1000	4640	97	90
Imazapic	2,47	2000	-	2150	100000	100
Cloransulam-methyl	-0,365	2000	-	5620	100	86

*Os valores foram obtidos do *Pesticide Properties DataBase* (PPDB) da University of Hertfordshire e do *Pesticide Properties Database* (PPD) do Departamento de Agricultura dos EUA. ^a - Refere-se à *Colinus virginianus* / *Anas platyrhynchos*; ^b - refere-se à *Oncorhynchus mykiss* / *Lepomis macrochirus*; ^c - refere-se à *Apis* spp.

Atrazine (log Kow = 2,7) em ambiente aquático apresenta alterações na estrutura e tamanho da laringe de anfíbios (*Xenopus laevis*), mesmo quando expostos a baixa concentração, já para peixes (*Prochilodus lineatus*) levou a estresse oxidativo das brânquias (CARMO et al., 2013). Estudos realizados por Loro et al. (2015), detectaram concentrações de atrazine nos dois ambientes aquáticos e épocas avaliadas, ficando acima da concentração máxima permitida pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente. O atrazine foi o segundo herbicida mais utilizado nas últimas três safras no Mato Grosso, como um acúmulo total de 24.642,9 mil kg i.a. (Tabela 4), indicando a possibilidade de estar presente nas águas subterrâneas do estado.

Em aves os efeitos dos pesticidas são variáveis, a exemplos as aves em migração usam as áreas agrícolas contaminadas para alimentação, principalmente as insetívoras, as quais são impactadas negativamente por consumir grãos e insetos contaminados, afetando sua sobrevivência, massa e gordura corporal e sua capacidade reprodutiva (STANTON et al., 2018). Para aves, o grau de gravidade dos herbicidas analisados é maior para o diquat, dicamba e metribuzin, os demais com níveis médios a baixos (Tabela 7).

Na análise geral, o PT variou de 7 a 20 pontos (Tabela 7), sendo 53,33% dos herbicidas com alta ou muito alta toxicidade, dentre os mais utilizados no Mato Grosso, atrazine (18) e S-metolachlor (18) e os outros 46,66% com médio potencial, entre eles o glyphosate (10), 2,4-D (10), clethodim (18) e diquat (13). A pontuação alta da atrazine deve-se principalmente ao Log Kow (3) e DL50 (3). Apesar de atrazine apresentar baixa solubilidade (Tabela 5), sua degradação depende da matriz do solo, possuindo alta capacidade de interferência no sistema nervoso e endócrino humano e biota selvagem (CARMO et al., 2013).

O S-metolachlor, assim como o atrazine, é considerado altamente tóxico para peixes e abelhas (4) com DL50 extremamente alta (Tabelas 6 e 7). O glyphosate possui grau de severidade baixo (1) para abelhas *Apis mellifera*, no entanto, Herbert et al. (2014) observaram que essa molécula interfere na capacidade gustativa e na aprendizagem dos indivíduos, porém não interfere em suas atividades locomotoras. Balbuena et al. (2015) observaram que abelhas alimentadas com uma solução de 10 mg

L-1 de glyphosate apresentaram dificuldades para retornarem a colméia, prejudicando suas capacidades cognitivas.

No caso do herbicida clethodim (18), há um alto perfil toxicológico, quando comparado aos demais herbicidas utilizados no Mato Grosso, e sua letalidade tanto para abelhas como para peixe é extremamente alta (4). Já o i.a. diquat (13) apresenta uma moderada solubilidade em água e um grau de severidade médio tanto para abelhas como peixes (2) (Tabela 7). Henares et al. (2007), em estudo realizado com *L. macrocephalus*, verificaram que o diquat se mostrou pouco tóxico e as alterações que ocorreram nas brânquias e fígado dos peixes submetidos a uma CL50 (96 h) de 34,7 mg L-1 são reversíveis.

Depois de analisados os parâmetros inerentes aos pesticidas (ex. persistência, lixiviação, volatilidade e dose) e a toxicologia animal (ex. perfil toxicológico), foi construído o Índice de Risco Ambiental (IRA). A Tabela 8 apresenta o IRA dos 42 herbicidas avaliados, que estão classificados do valor mais alto (33) para o mais baixo (5).

Tabela 7. Perfil toxicológico (PT)* construído a partir dos parâmetros ecotoxicológicos.

Ingrediente Ativo (i.a.)	Mecanismo de Ação	Log <i>kow</i>	<i>Rfd</i>	<i>DL50</i>	Ave	Peixe	Abelha	PT
Haloxifop-methyl	ACCCase	4	2	4	2	4	4	20
Trifluralin	Microtúbulos	4	2	3	2	4	4	19
Triclopyr	Auxinas	4	1	4	2	4	4	19
Quizalofop-P-tefuryl	ACCCase	4	1	4	2	4	4	19
Isoxaflutole	Carotenoides	3	2	4	2	4	4	19
Flumioxazin	PROTOX	3	2	4	2	4	4	19
Fluroxypyr	Auxinas	4	1	4	2	4	4	19
Fluazifop-p-buthyl	ACCCase	4	2	4	1	4	4	19
Fenoxaprop-p-ethyl	ACCCase	4	1	4	2	4	4	19
S-metolachlor	ACCCase	3	1	4	2	4	4	18
Pendimethalin	Microtúbulos	4	1	3	2	4	4	18
Diuron	FS II	3	2	3	2	4	4	18
Clethodim	ACCCase	4	1	4	2	3	4	18
Atrazine	FS II	3	2	3	2	4	4	18
Pyroxasulfone	Mitoses	3	-	4	2	4	4	17
Lactofen	PROTOX	-	3	4	2	4	4	17
Flumiclorac-penthyl	ALS	4	-	3	2	4	4	17
Clomazone	Carotenoides	3	1	4	2	3	4	17
Carfentrazone-ethyl	PROTOX	4	2	4	2	2	2	16
Diquat	FS I	3	2	3	3	2	2	15
Metribuzin	FS II	2	2	4	3	2	2	15
Mesotrione	Carotenoides	1	2	4	2	1	4	14
Simazine	FS II	3	1	3	2	2	2	13
Dicamba	Auxinas	1	1	4	3	2	2	13
Chlorimuron-ethyl	ALS	1	-	3	1	4	4	13
Saflufenacil	PROTOX	3	-	3	2	2	2	12
Nicosulfuron	ALS	1	1	4	2	2	2	12
Glufosinate-amonniunium	Glutamina	1	2	4	2	1	1	11
Cloransulam-methyl	ALS	1	1	4	1	2	2	11

Trifloxysulfuron-sodium	ALS	1	2	3	2	1	1	10
Metsulfuron-methyl	ALS	1	1	4	2	1	1	10
Imazapic	ALS	3	-	3	2	1	1	10
Glyphosate	EPSPs	1	1	4	2	1	1	10
Diclosulam	ALS	1	2	3	2	1	1	10
2,4-D	Auxinas	1	1	4	2	1	1	10
Sulfentrazone	PROTOX	1	-	2	2	2	2	9
MSMA	Desconhecido	1	1	3	2	1	1	9
Imazaquin	ALS	1	1	3	2	1	1	9
Amicarbazone	FS II	2	-	3	2	1	1	9
Pyrithiobac-sodium	ALS	1	-	3	2	1	1	8
Imazethapyr	ALS	2	-	2	2	1	1	8
Fomesafen	PROTOX	1	-	3	1	1	1	7

*PT - perfil toxicológico calculado conforme a Equação: $PT = K_{OW} + Rfd + LD50 + AT$. Os valores foram atribuídos de acordo com a tabela 02 de grau de severidade. ACCase = inibição da aceti - CoA carboxilase; carotenoides = inibição da biossíntese de carotenoides; microtúbulos = inibição da formação de microtúbulos; FS I = inibição da fotossíntese no fotossistema I. FS II = inibição da fotossíntese no fotossistema II; PROTOX = inibição da protoporfirinogênio oxidase; lipídios = inibição da síntese de lipídios; mitose = inibição da mitose; ALS = inibição da acetolactato sintase; auxinas = mimetizadores da auxina; celulose = inibição da biossíntese de celulose; EPSPs = glicina substituída.

De modo geral boa parte dos i.a. apresentaram baixo risco por aplicação. Contudo, é possível identificar quais são os pontos críticos de cada herbicida e compará-los entre si, com o intuito de que os profissionais técnicos de campo tenham subsídio para propor um planejamento menos nocivo ao ambiente, por meio de tomada de decisão baseada no grau de risco que o herbicida representa.

Tabela 8. Índice de Risco Ambiental (IRA)* dos principais herbicidas usados no estado de Mato Grosso, colocado em ordem decrescente.

Ingrediente Ativo (i.a)	Mecanismo de Ação ¹	P	L	V	PT	D	IRA*
MSMA	Desconhecido	4	1	4	2	3	33
Diuron	FS II	4	1	1	3	3	27
Trifluralin	Microtúbulos	4	1	4	3	2	24
Pendimethalin	Microtúbulos	4	1	2	3	2	20
Simazine	FS II	3	3	1	2	2	18
Glyphosate	EPSPs	1	1	1	2	3	15
2,4-D	Auxinas	1	1	2	2	2	12
Imazapic	ALS	4	4	2	2	1	12
Imazaquin	ALS	4	4	2	2	1	12
Imazethapyr	ALS	4	4	2	1	1	11
Sulfentrazone	PROTOX	4	4	1	2	1	11
Clomazone	Carotenoides	2	1	4	3	1	10
Amicarbazone	FS II	2	4	1	2	1	9
S-metolachlor	Mitose	1	1	4	3	1	9
Diquat	FS I	2	1	2	3	1	8
Diclosulam	ALS	2	3	1	2	1	8
Dicamba	Auxinas	1	1	4	2	1	8
Flumioxazin	PROTOX	1	1	3	3	1	8
Flumiclorac - Penthyl	ALS	2	1	2	3	1	8
Haloxifop-methyl	ACCCase	1	1	2	4	1	8
Saflufenacil	PROTOX	1	4	1	2	1	8
Pyrithiobac - sodium	ALS	3	-	4	1	1	8

Triclopyr	Auxinas	1	1	3	3	1	8
Carfentrazone-ethyl	PROTOX	1	1	2	3	1	7
Cloransulam-methyl	ALS	1	3	1	2	1	7
Fenoxaprop-p-ethyl	ACCCase	1	1	2	3	1	7
Fluazifop-p-buthyl	ACCCase	1	1	2	3	1	7
Fluroxypyr	Auxinas	1	1	2	3	1	7
Fomesafen	PROTOX	3	1	2	1	1	7
Metribuzin	FS II	1	1	2	3	1	7
Metsulfuron-methyl	ALS	1	3	1	2	1	7
Nicosulfuron	ALS	1	3	1	2	1	7
Quizalofop-P-tefuryl	ACCCase	1	1	2	3	1	7
Trifloxysulfuron-sodium	ALS	2	1	2	2	1	7
Clethodim	ACCCase	1	-	2	3	1	6
Glufosinate-amonium	Glutamina	1	1	2	2	1	6
Isoxaflutole	Carotenoides	1	1	1	3	1	6
Lactofen	PROTOX	1	1	1	3	1	6
Pyroxasulfone	Mitose	1	1	1	3	1	6
Chlorimuron-ethyl	ALS	1	1	1	2	1	5
Mesotrione	Carotenoides	1	1	1	2	1	5

P - Persistência; L - lixiviação; V - volatilidade; PT - perfil toxicológico; D - dose. *IRA - índice de risco ambiental calculado para os herbicidas de acordo com a equação: $IRA = [(P+L+V+TP) \times D]$. Os valores foram baseados nas propriedades dos pesticidas (Tabela 05 e 06) e no perfil toxicológico (Tabela 07).

O glyphosate é o i.a. mais utilizado nos últimos três anos nas lavouras do Mato Grosso, chegando ao volume acumulado de 134.138.025 kg i.a. (Tabela 4). O glyphosate apresenta o IRA 15, ficando entre os sete herbicidas de maior valor, apresentando alta DL50 e solubilidade em água. O glyphosate tem baixa mobilidade no solo, pois apresenta alta capacidade de adsorção às partículas do solo, sendo influenciada pelo teor de matéria orgânica, tipo de argila, temperatura e pH (GONZÁLES ORTEGA; FUENTES PONCE, 2022). Dessa forma, o glyphosate apresenta baixa persistência no solo, no entanto, em ambientes aquáticos é mais persistente, podendo ser moderadamente tóxico a organismos aquáticos (LEWIS et al., 2016).

A degradação mais comum do glyphosate envolve a conversão do mesmo em ácido aminimetilfosfônico (AMPA) como principal metabólito, pela ação de enzimas como as oxidoredutases e transaminases e do ácido glioxílico (ANDRIGHETTI et al., 2014). Segundo Dill et al. (2010), outra forma de degradação das moléculas de glyphosate no solo é por meio da formação da sarcosina e fosfato inorgânico e pelas enzimas CP liase, sendo posteriormente oxidado a CO₂, estimando-se que 79 a 86% do glyphosate seja convertido em seis meses a CO₂. Já em ambiente aquático o glyphosate é complexado pela matéria orgânica dos rios e lagos, a qual ajuda na eliminação do herbicida, reduzindo dessa forma a exposição dos organismos desse ambiente (TAUHATA et al., 2020).

Os i.a. com maior IRA são atrazine e MSMA (33) (Tabela 8), pertencente ao grupo das triazinas e organoarsenicos, respectivamente. Atrazine ocupa o segundo lugar no ranking dos herbicidas com

maior volume comercializado no Mato Grosso, totalizando 24.642.982 kg i.a. nas últimas três safras, representando 12,26% do total (Tabela 4). Seus principais pontos críticos são a persistência (3), lixiviação (3), perfil toxicológico (3) e dose alta (3). Do mesmo grupo químico que a triazine, a simazine também apresenta um IRA 18, ficando entre os herbicidas que merecem atenção quanto à utilização.

Atrazine pode persistir por décadas no solo, dependendo do tipo de solo e das características do mesmo, como as condições do ambiente e do clima, principalmente precipitação, que pode facilitar sua lixiviação para águas subterrâneas, dificultando o seu processo de biodegradação (CECILIA; MAGGI, 2016). Nesse contexto, atrazine apresenta baixa solubilidade em água independente do pH e alta solubilidade em solvente orgânico (JAVARONI et al., 1999).

Essa característica de baixa afinidade pela água, aliado ao Log Kow de 2,7 e DT50 de 66 dias (Tabelas 5 e 6), indica que atrazine não é facilmente adsorvido pelo solo, sendo considerado móvel. Segundo Neiverth (2015), atrazine é considerado um herbicida de fácil escoamento, hidrólise lenta e adsorção baixa no solo e na matéria orgânica. Essa informação corrobora com os resultados encontrados nesse IRA, além do índice LIX = 0,349 sinalizar maior potencial de lixiviação vertical no perfil do solo.

Dessa forma, atrazine apresenta-se com classe toxicológica II, que indica produto muito perigoso, com grau elevado de toxicidade para algas, animais aquáticos, abelhas e outros insetos benéficos. Seu perfil toxicológico elevado se dá pela sua DL50 alta (3) e toxicologia elevada, principalmente para peixes e abelhas (Tabela 7). Tillit et al. (2010) observaram lesões neurológicas em peixes, quando os mesmos foram expostos a atrazine.

Nesse sentido, com o grande volume comercializado no Mato Grosso, aliada à época de aplicação a qual coincide com o período de maior precipitação que é de janeiro a abril (Figura 1), os riscos quanto à utilização de atrazine são altos. Um exemplo disso foi a constatação de atrazine nas águas de rio, em 4 das 5 amostras coletadas, nas quais a concentração variou de 0,16 a 0,32 mg L⁻¹, abaixo da permitida pela legislação brasileira, que é de 2,0 mg L⁻¹, no entanto, pode haver risco se a água for ingerida (MACHADO et al., 2016).

Simazine apresenta persistência e lixiviação semelhante a atrazine, diferindo em menor perfil toxicológico e dose. Segundo Azevedo et al. (2010), esse i.a. apresenta moderada adsorção a argila e matéria orgânica, alta persistência no solo e alto potencial de escoamento superficial. Contudo, o volume comercializado em Mato Grosso é muito baixo, sendo que no ano de 2021 não foi registrado consumo.

Já o herbicida MSMA apresenta como pontos críticos a persistência (P) e a volatilidade (V), sendo os dois critérios considerados muito altos. A persistência de 200 dias e a volatilidade na ordem de grandeza 10⁻³, aliada à sua dose (D) com valor considerado alto, tornam esse i.a. com um dos IRA mais altos avaliados (Alister e Kogan, 2006). No entanto, o volume comercializado de MSMA em Mato Grosso não passa dos 0,3% do volume total.

A partir das informações disponíveis na literatura, é possível identificar que o MSMA apresenta algumas fontes de exposição. Feng et al. (2005) ao analisarem diversos substratos, identificaram diferentes espécies de compostos arsenicais, e o tipo de substrato influenciou na retenção dos mesmos, podendo também influenciar nos compostos da água percolada.

Nesse sentido, a contaminação do solo e dos lençóis freáticos pode ocorrer em áreas de aplicação do MSMA. Plese et al. (2009), com herbicidas utilizados em áreas de algodão, constataram que a fugacidade para o ambiente do MSMA, se dá em sua maioria pela água, apresentando valores maiores que 82%, mesmo o MSMA apresentando baixo potencial de lixiviação (Tabela 8).

Outro herbicida bastante utilizado nas lavouras de algodão é o diuron, sendo o 11º no ranking dos produtos mais utilizados no estado, porém com IRA 27, ficando entre os três primeiros colocados. A sua persistência no ambiente, aliada ao seu perfil toxicológico e dose, contribuem para ser um herbicida que apresenta maior risco ao ambiente. A comissão europeia considera o diuron como um composto perigoso, responsável pela deterioração da água, sendo tóxico para cianobactérias, peixes e mamíferos (SLAALAN et al., 2019).

A alta persistência do diuron pode estar relacionada com a tempo de meia-vida no solo (DT50) 146,6 dias (Tabela 5). Segundo Rocha et al. (2013), a persistência do diuron depende dos atributos físicos e químicos do solo, e quanto maior for o teor de matéria orgânica no solo, menor é a sua dissipação, sendo favorecida em solos arenosos, no qual o pH também exerce influência. Em solo de textura argilosa, Inoue et al. (2008) observaram que, independente da lâmina de irrigação aplicada, a movimentação do diuron ficou restrita às camadas superficiais.

Contudo, o principal produto de biodegradação é o (3,4-DCA), o qual exibe maior toxicidade que o diuron, também bastante persistente no solo e na água (BERNARDES et al., 2011). Em estudo realizado por Britto et al. (2012), com águas do rio Poxim-Mirim, identificaram dois herbicidas presentes na água destinada para o consumo humano em níveis acima dos padrões internacionais, dentre eles o diuron, constatando que esse i.a. apresenta elevada capacidade de ser transportado na água.

O grupo químico das dinitroanilinas, composto nesse estudo pelas trifluralin e pendimethalin, com IRA 24 e 20, respectivamente, apresentam persistência muito alta, alto perfil toxicológico e baixa

lixiviação. A trifluralin se diferencia por ter como característica a volatilidade muito alta (Tabela 5). Roman et al. (2007) sugerem a incorporação dos herbicidas quando aplicados ao solo, como é o caso da trifluralin, pois podem ocasionar perdas por volatilização. A trifluralin está entre os sete herbicidas mais utilizados nas culturas em questão, apresentando um volume total comercializado nos três anos de 2.280.175 kg i.a. representando 1,15% do total, diferente da pendimethalin, com volume de 4.766 kg i.a. no mesmo ciclo.

A baixa lixiviação desse i.a., está relacionada a sua baixa solubilidade em água, apresentando Kow 5,27 para a trifluralin e Kow 5,4 para pendimethalin, indicando sua baixa lipofilicidade. Segundo Santos et al. (2012), as condições de solo e clima favorecem a persistência da trifluralin no ambiente, aliadas à sua baixa solubilidade. Diante disso, apesar de apresentarem toxicidade animal e baixa capacidade de lixiviação vertical ($Lix = 0,00$), esses compostos apresentam um ponto mais crítico que é a persistência no ambiente com DT50 133,7 e 182,3 dias para a trifluralin e pendimethalin, respectivamente.

Outro pesticida de grande importância e com volume significativo comercializado nas últimas três safras é o 2,4-D, representando 7,85% do volume total, ficando em terceiro lugar no ranking (Tabela 4). Dentre os mimetizadores da auxina, do grupo dos ácidos fenóxicarboxílico, além do 2,4-D que apresenta IRA (12), o triclopyr (8) e fluroxypyr (7) também foram utilizados, porém com volumes menores. Tanto o triclopyr quanto o fluroxypyr apresentam o mesmo perfil toxicológico PT (3) alto, diferindo na volatilização, sendo alta para o triclopyr e média para o fluroxypyr (Tabela 5).

O 2,4-D apresenta baixa persistência no ambiente com tempo de meia vida de (DT50) 4,4 dias, aliado ao baixo índice de lixiviação ($Lix = 0,0024$), com volatilização e perfil toxicológico médio. Segundo Franceschi et al. (2015), o 2,4-D, pode chegar a 32 cm de profundidade em Latossolo vermelho-amarelo distrófico. Nesse sentido, isso pode estar relacionado com a sua alta solubilidade em água ($Sw 24.300 \text{ mg L}^{-1}$) (Tabela 5).

Da mesma forma, Neto et al. (2012), fazendo uso de um lisímetro, observaram que o 2,4-D, por possuir alta solubilidade em água, é facilmente transportável e muito tóxico para organismos aquáticos, diferente de organismos de solo, aves e abelhas, apresentando-se pouco tóxico. Nesse contexto, devido ao grande volume de 2,4-D utilizado no estado, seu índice $LIX=0,0024$, sua alta solubilidade e DL50 muito alta, evidencia-se que esse i.a. precisa de cuidados quanto à sua manipulação no ambiente.

Ainda no grupo dos mimetizadores de auxina, o dicamba é um i.a. que apresenta o IRA (8) e o perfil toxicológico semelhantes ao do 2,4-D, porém com volatilidade, DL50 muito alta e maior toxicidade para peixes, abelhas e aves (Tabela 7). Segundo Schaaf (2016), o dicamba é um pesticida

que apresenta baixo valor de risco ambiental, corroborando com as informações observadas nesse trabalho.

Para o grupo químico das imidazolinonas, o imazapic e imazaquin apresentam o mesmos IRA (12), seguido pelo imazethapyr IRA (11). Dois pontos importantes nesse grupo, relacionados ao risco ambiental, é a persistência e a lixiviação, consideradas muito alta, conforme Alister e Kogan (2006). A persistência no ambiente do imazapic, imazaquin e imazethapyr, está relacionada aos valores muito altos da DT50, sendo 232, 106,6 e 513 dias, respectivamente.

Para Monquero et al. (2010), a persistência no solo do grupo das imidazolinonas é influenciada pelo pH, textura, matéria orgânica e umidade. Trabalhando com bioindicadores, esses autores observaram que o imazapic, em condição de maior precipitação, apresentou atividade até 40 cm de profundidade, aliado ao maior valor de pH do solo, com persistência, mesmo que com menor atividade, de 60 a 150 dias após aplicação.

A elevada lixiviação vertical desses compostos está relacionada ao seu baixo Koc, e alto índice de LIX, para imazapic (0,97), imazaquin (0,87) e imazethapyr (0,93) (Tabela 05). No entanto, a comercialização do imazethapyr foi baixa, em comparação a outros i.a., não apresentando maior IRA, devido a sua baixa DL50.

Sufentrazone apresenta IRA 11, com características no ambiente muito semelhantes ao imazapic, porém menor volatilidade e maior perfil toxicológico para peixes e abelhas. Sua DT50 é de 400 dias e índice de LIX = 0,92. Segundo Monquero et al. (2010), a lixiviação desse herbicida aumenta conforme acréscimos no volume precipitado, sendo identificada atividade no solo até 150 dias após a aplicação. O sulfentrazone é influenciado pelo tipo de solo e em solos arenosos, com baixo teor de matéria orgânica, podendo ser lixiviada para camadas profundas (FAUSTINO et al., 2015). Nesse sentido, o risco de lixiviação para lagos e rios, afetando o meio aquático, se torna preocupante, mediante aos acumulados de chuva entre os meses de outubro a março no Mato Grosso (Figura 1).

O clamazone é um herbicida bastante utilizado nas áreas de cultivo de soja e algodão e, nas três últimas safras no Mato Grosso, o volume total comercializado foi de 928.092 kg i.a., sendo 57,9% na safra 2022. O clomazone apresenta um IRA (10) com pontos críticos de volatilização V (4) e Perfil toxicológico PT (3), conforme a Tabela 8. No contexto relacionado ao perfil toxicológico, Miron et al. (2005) constataram que a DL50 para clomazone em peixes da espécie *Rhamdia quelen*, foi de 7,32 mg L-1, e esse i.a. inibiu significativamente a atividade da enzima acetilcolinesterase no cérebro e no tecido muscular, afetando seu comportamento.

Com grandes volumes comercializados nos últimos três anos, os herbicidas S-metolachlor (5.016.200 kg i.a.) e diquat (4.689.928 kg i.a.) (Tabela 4), apresentam o índice de risco ambiental muito

próximos, com IRA 9 e 8, respectivamente. O alto valor do perfil toxicológico do S-metolachlor (PT =3) apresenta maiores toxicidades para abelhas e peixes.

Segundo estudo realizado por Fernandes Neto e Sarcinelli (2009), o S-metolachlor foi detectado em grande parte das amostras de águas superficiais e subterrâneas coletadas nas regiões de Primavera do Leste (MT), Lucas do Rio Verde (MT) e no Pantanal Mato-grossense. O alto volume desse i.a. utilizado nas lavouras no Mato Grosso, aliado ao fato de apresentar características com menor solubilidade em água e Log Kow alto (Tabela 6), indica que o escoamento superficial pode ocorrer mais facilmente, principalmente nos meses de novembro a março, quando ocorrem os maiores acumulados de chuva no estado (Figura 1).

O diquat apresenta uma persistência mediana no ambiente devido à sua DT50 de 30 dias, porém com perfil toxicológico alto, devido a sua DL50 e Log Kow elevados (Tabelas 5 e 6). Em trabalho realizado por Peruzzolo et al. (2021), com o herbicida diquat em abelhas sem ferrão da espécie (*Scaptotrigona bipunctata*), constataram que a contaminação por ingestão, em todas as concentrações testadas, pode afetar a sobrevivência das abelhas.

Em ambiente aquático, Gomes et al. (2008) observaram baixo risco de intoxicação do diquat para peixes da espécie *Oreochromis niloticus*, porém, em concentrações elevadas desse i.a., pode ocorrer alterações severas nas brânquias e no fígado. Já no solo, a atividade do diquat pode ser imediatamente reduzida, devido às reações de troca de cátions do herbicida com os sítios de cargas negativas do solo, sendo maior conforme for sua CTC (STEFFEN et al., 2011).

O alto volume comercializado no estado desse i.a., aliado ao seu perfil toxicológico alto (PT=15), pode acarretar maiores danos ao ambiente. Nesse sentido, com a proibição da comercialização do paraquat no ano de 2017 e impedimento de uso apartir de 2020, o consumo do diquat vem aumentando de forma linear com o passar dos anos, com um aumento maior que 290%, quando comparado os anos 2020 e 2022 (Tabela 4).

O clethodim é comercializado no Mato Grosso, com massa total de 3.612.475 kg i.a., representando 1,8% do volume total de i.a. comercializado nas safras 2020, 2021 e 2022. O clethodim apresenta um dos menores valores de IRA (6), entre os herbicidas estudados. A baixa persistência, dose e volatilidade contribuem para seu baixo índice de risco ambiental. Segundo Sousa et al. (2023), o clethodim é um herbicida classificado como improvável de causar dano agudo a saúde, porém é considerado perigoso para o ambiente. Sua DL50 de 4.167 mg kg⁻¹ contribui para o aumento da toxicidade, sendo mais letal para peixes e abelhas (Tabela 6).

Com o avanço no melhoramento genético e desenvolvimento de cultivos tolerantes ao glufosinate-amoníum, o volume utilizado do herbicida aumentou significativamente do ano 2021 para

2022, saindo de 645.847 kg i.a. para 1.009.363 kg i.a., respectivamente (Tabela 4). O glufosinate-amonium apresenta IRA (6), devido à sua baixa persistência no ambiente e lixiviação, aliada a moderada volatilidade e perfil toxicológico.

Os demais i.a. comercializados no Mato Grosso, em menor volume e com menor IRA, são apresentados na Tabela 8. Com IRA 8, estão o diclosulam, flumioxazin, flumiclorac-pentyl, haloxifop-methyl, saflufenacil e pyriithiobac-sodium. Entre os i.a., o saflufenacil apresenta maior índice de lixiviação (LIX = 0,54), seguido pelo diclosulam (LIX = 0,28), já o haloxifop-methyl e o flumiclorac-pentyl, apresentam maior índice de Log Kow, 4 e 4,99, respectivamente. O pyriithiobac-sodium é o i.a. que apresenta maior potencial de volatilização entre esses herbicidas. O perfil toxicológico de 19 e 20 é apresentado pelo flumioxazin e haloxifop-methyl, respectivamente (Tabela 7), apresentado maior DL50 e toxicidade para peixes e abelhas.

Com índice de risco ambiental IRA 7, se encontram os seguintes i.a.: Carfentrazone-ethyl, clorasulam-methyl, fenoxaprop-p-ethyl, fluazifop-p-buthyl, fomesafen, metribuzin, metsulfuron-methyl, nicosulfuron, quizalofop-ethyl e trifloxysulfuron-sodium (Tabela 8). O nicosulfuron, metsulfuron-methyl e clorasulam-methyl são os i.a. que apresentam o maior índice de lixiviação com 0,28, 0,35 e 0,25, respectivamente.

A maior persistência foi identificada para o herbicida fomesafen (DT50 = 86 dias), seguido pelo trifloxysulfuron-sodium (DT50 = 70 dias). Os i.a. com maior Log Kow são carfentrazone-ethyl (3,7), quizalofop-ethyl (4,6), fluazifop-p-buthyl (4,5) e o fenoxaprop-p-ethyl (4,5), apresentando alta sorção a matéria orgânica do solo (Tabela 6). No perfil toxicológico, os i.a. quizalofop-ethyl, fluazifop-p-buthyl e fenoxaprop-p-ethyl, do grupo químico ariloxifenoxipropionatos, apresentam maior valor (PT = 19) (Tabela 7), com DL50 alta principalmente para peixes e abelhas.

Os herbicidas isoxaflutol, lactofen e pyroxasulfone apresentam baixos valores para o IRA (6). Já os herbicidas chlorimurum e mesotrione apresentam IRA (5), menores valores encontrados. Apesar de apresentarem baixo índice de risco ambiental, os i.a. isoxaflutole, pyroxasulfone e lactofen, tem perfil toxicológico alto (Tabela 7). Com tudo, além desses i.a. já citados, a mesotrione, apresenta a DL50 muito alta, com risco elevado, principalmente para peixes e abelhas.

Desta forma, os herbicidas com IRA na ordem decrescente que representam 98,4% do volume utilizado no Mato Grosso, se apresenta da seguinte forma: Atrazine > diuron > trifluralin > glyphosate > 2,4-D > clomazone > S-metolachlor > diquat ≥ haloxifope > clethodim ≥ glufosinate-amonium. Nesse trabalho, o resultado final do IRA foi afetado pelo fator de multiplicação “dose” do i.a. recomendado em bula, sendo considerado a maior dose para as culturas de soja, milho e algodão, onde

80% dos herbicidas apresentaram doses abaixo de 1 kg i.a. ha⁻¹ resultando em classificação 1 nessa variável e, portanto, o valor final do IRA foi baixo para grande parte dos herbicidas.

Cabe salientar que esse índice estimou o potencial de risco de uma só aplicação, e, nos sistemas de produção no Cerrado brasileiro, são efetuadas sucessivas aplicações, com início do uso de herbicidas em aplicações de pré emergência, perdurando durante todo o ciclo da cultura com aplicações em pós emergência, onde frequentemente são realizadas associações de herbicidas na mesma calda de aplicação (PRESOTO et al., 2020).

Portanto, a análise desse IRA serviu como modelo para indicar o perfil de risco de uso pretendido de um i.a., expondo separadamente o potencial de cada herbicida em causar dano ao meio ambiente. A falta de dados das características físico-químicas dos herbicidas, adequadas à nossa condição local, pode ter afetado o resultado, pois vários dados foram obtidos de regiões de clima temperado. Porém, conforme a necessidade de alguns países realizarem esse estudo de avaliação de risco dos pesticidas e não possuírem a informação, é comum o uso do banco de dados internacionais como o PPDB (LEWIS et al., 2016).

Já no Brasil, conforme Lei nº 7.802/89 e o decreto nº4.074/02, que regulamenta, cabe ao IBAMA realizar a avaliação ambiental desses produtos, através da avaliação do potencial de periculosidade ambiental (PPA) e a avaliação de risco ambiental (ARA), sendo essa última implementada em 2011, por meio da avaliação à exposição, considerando doses, métodos de aplicação recomendadas, intervalo entre as mesmas, condições ambientais, características químico-físicas dos pesticidas, com valores de exposição estimados com modelagem, sendo empregados os modelos GNEEC2, T-REX, AgDrift, ficando disponíveis na lista de perfil ambiental do IBAMA (IBAMA, 2024).

4 CONCLUSÃO

O IRA dos herbicidas contribuiu para o fornecimento de informações, a fim de evitar e prevenir riscos de contaminação, podendo auxiliar na gestão ambiental dos ingredientes ativos mais utilizados nos sistemas de produção agrícolas mato-grossenses, visto a grande quantidade de herbicidas aplicada nas lavouras do estado, gerando preocupações em relação ao destino desses pesticidas. Nesse sentido, 99,3% do volume de herbicidas comercializado no Mato Grosso, para as culturas da soja, milho e algodão, estão registrados em 14 i.a., sendo que destes, 92,9% apresentam IRA entre 10 e 33, com destaque para os herbicidas atrazine, diuron e trifluralin com maiores IRA, 33, 27 e 24, respectivamente, e montante comercializado de 14,3% do total.

REFERÊNCIAS

- AGROFIT. Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários. Ingredientes ativos. Disponível em: http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Acesso em: 06 de junho de 2023.
- ALISTER, C.; KOGAN, M. ERI: environmental risk index a simple proposal to select agrochemicals for agricultural use. *Crop Protection*, v. 25, n. 3, p. 202–211, 2006.
- ALVES, S. N. R. Efeito residual de herbicidas aplicados em pré-emergência em diferentes períodos de seca na soqueira de cana-de-açúcar. 2008. 126p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Curso de Pós-graduação em Fitotecnia, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Piracicaba, 2008.
- ANDRIGHETTI, M. S. et al. Biodegradação de Glifosato pela microbiota de solos cultivados com macieira. *Revista Brasileira de Ciência Solo*, v. 38, n. 5, p. 1643-1653, 2014.
- AZEVEDO, D. A. et al. Triazinas no sistema lagunar tropical de Mundaú-Manguaba, NE-Brasil. *Sociedade Brasileira de Química*, v. 21, n. 6, p. 1096-1105, 2010.
- BALBUENA, M. S. et al. Efeitos de doses subletais de glifosato na navegação das abelhas. *O jornal de Biologia Experimental*, v. 218, n. 17, p. 2799-2805, 2015.
- BAUMGARTNER, D. et al. Correlação entre resíduos de herbicida 2,4-D e atributos do solo no sul do Brasil. *Revista Ciência Agronômica*, v. 48, n. 3, p. 428-437, 2017.
- BERNARDES, A. A. et al. Materiais SiO₂-TiO₂ para a degradação fotocatalítica de diuron. *Química Nova*, v. 34, n. 8, p. 1343-1348, 2011.
- BRITTO, F. B. et al. Herbicidas no alto rio poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. *Revista Ciência Agronômica*, v. 43, n. 2, p. 390-398, 2012.
- CARMO, D. A. et al. Comportamento ambiental e toxicidade dos herbicidas atrazina e simazina. *Revista Ambiente & Água*, v. 8, n. 1, p. 133-143, 2013.
- CARVALHO, L. B. Plantas daninhas. 1. ed. Lages, SC, Edição do autor, 2013, 82 p. e-ISBN 978-85-912712-2-1.
- CECILIA, D.; MAGGI, F. Cinética dos biodecompositores de solo atrazina, deisopropilatrazina e deetilatrazina. *Revista de gestão ambiental*, v. 183, n. 3, p. 673-686, 2016.
- CHITOLINA, G. M. et al. Influência da profundidade do solo na sorção e dessorção do hexazinona. *Planta Daninha*, v. 38, n. 4, p. e020217734, 2020.
- CHRISTOFFOLETI, P. J. et al. Comportamento dos herbicidas aplicados ao solo na cultura da cana-de-açúcar. 1. ed. Piracicaba, SP, ESALQ, 2008, 73 p.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Portal de Informações Agropecuárias. Grãos safra 2022/2023 9º levantamento. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/>. Acesso em: 26 de junho de 2023a.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Portal de Informações Agropecuárias. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras#gr%C3%A3os-2>. Acesso em: 09 de julho de 2023b.

COSTA, D. G. et al. Volatilização do 2, 4-D aplicado na superfície de solos em diferentes horários. In: XVIII CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 2016, Belo Horizonte. Anais [...]. Belo Horizonte, 2016. p. 3-6.

DILL, G. M. et al. Glifosato: descoberta, desenvolvimento, aplicações e propriedades. In: NANDULA, V. K. Resistência ao glifosato em lavouras e ervas daninhas: história, desenvolvimento e manejo. Scientific Research, 2010. p. 1-33.

DUCHOWICZ, P. R. Estudos QSPR sobre solubilidade em água, coeficiente de partição octanol-água e pressão de vapor de pesticidas. SAR e QSAR em Pesquisa Ambientais, v. 31, n. 2, p. 135-148, 2020.

FAUSTINO, L. A. et al. Mobilidade do sulfentrazone em solos com diferentes características físicas e químicas. Planta Daninha, v. 33, n. 4, p. 795-802, 2015.

FENG, M. et al. Transporte e transformação de arsênico associado à aplicação de MSMA num green de campo de golfe. Revista de química agrícola e alimentar, v. 53, n. 9, p. 3556- 3562, 2005.

FERNANDES NETO, M. L.; SARCINELLI, P. N. Água para consumo humano: uma abordagem de avaliação de risco e contribuição ao processo de atualização da legislação brasileira. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 14, n. 1, p. 69-78, 2009.

FIORESSIA, S. E. et al. Estudo quantitativo das relações estrutura-propriedade independente da conformação sobre a solubilidade em água de pesticidas. Ecotoxicologia e segurança ambiental, v. 171, n. 2, p. 47-53, 2019.

FRANCESCHI, M. et al. Lixiviação do herbicida 2,4-d + picloram em latossolo vermelhoamarelo distrófico. Enciclopédia Biosfera, v. 11, n. 22, p. 2151-2161, 2015.

GAULTIERA, J. et al. Degradação de [carboxil-14C] 2, 4-D e [anel-U-14C] 2, 4-D em 114 solos agrícolas conforme afetado pelo conteúdo de carbono orgânico do solo. Biologia e Bioquímica do, v. 40, n. 1, p. 217-227, 2008.

GOMES, G. R. et al. Toxicidade aguda e efeitos histopatológicos do herbicida diquat na brânquia e no fígado da tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*). Acta Scientiarum. Biological Sciences, v. 30, n. 1, p. 77-82, 2008.

GÓMEZ-BELTRÁN, D. A.; CANO, A.; ARGAIZ, D. V. Destino ambiental e efeitos ecológicos dos três herbicidas mais comumente usados na Colômbia. CES Medicina Veterinaria y Zootecnia, v. 16, n. 2, p. 47-75, 2021.

GONZÁLEZ ORTEGA, E.; FUENTES PONCE, M. H. Dinámica del glifosato en el suelo y sus efectos en la microbiota. Revista internacional de contaminación ambiental, v. 38, n. 1, p. 127-144, 2022.

GUARDA, P. M. et al. Avaliação da contaminação por pesticidas nos sedimentos do rio formoso no estado do Tocantins. *Desafios - Revista Interdisciplinar Da Universidade Federal Do Tocantins*, v. 7, n. Especial, p. 123-135, 2020.

HENARES, M. N. P. et al. Pesticidas. *Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 17, n. 1, p. 107, 2007.

HERBERT, L. T. et al. Efeitos de doses realistas de glifosato no comportamento apetitivo das abelhas. *Revista de biologia experimental*, v. 217, n. 19, p. 3457-3464, 2014.

IBAMA. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis. Relatório anual. 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: 17 de junho de 2022.

IBAMA. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis. Perfil ambiental de agrotóxicos. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/perfis-ambientais/perfis-ambientais-de-agrotoxicos>. Acesso em: 8 de janeiro de 2024.

INDEA. Instituto de Defesa Agropecuária do Mato Grosso. Relatório de comércio de agrotóxicos consolidado. Disponível em: <https://www.indea.mt.gov.br/-/22422747-relatorio-de-comercio-de-agrotoxicos-consolidado>. Acesso em 05 maio. 2023.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Tabelas de dados das estações. Disponíveis em: <https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A924>. Acesso em: 15 de maio de 2023.

INOUE, M. H. et al. Calagem e o potencial de lixiviação de imazaquin em colunas de solo. *Planta Daninha*, v. 20, n. 1, p. 125-132, 2002.

INOUE, M. H. et al. Lixiviação e degradação de diuron em dois solos de textura contrastante. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 30, supl., p. 631-638, 2008.

JAVARONI, R. D. C. A.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Comportamento dos herbicidas atrazina e alaclor aplicados em solo preparado para o cultivo de cana-de-açúcar. *Química Nova*, v. 22, n. 1, p. 58-64, 1999.

KIMBROUGH, L. J.; OESTENSTAD, R. K.; BEASLEY, T. M. Evaluation of the exposure prediction component of Control of Substances Hazardous to Health Essentials. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, v. 17, n. 2-3, p. 97-108, 2020.

LEWIS, K. A.; TZILIVAKIS, D. W.; GREEN. A. Uma base de dados internacional para avaliações e gestão de riscos de pesticidas. Avaliação de risco humano e ecológico. *An International Journal*, v. 22, n. 4, p. 1050-1064. 2016.

LORO, V. L. et al. Respostas de biomarcadores espaciais e temporais de *Astyanax jacuhiensis* (Cope, 1894) (Characiformes: Characidae) do médio rio Uruguai, Brasil. *Ictiologia Neotropical*, v. 13, n. 3, p. 569-578, 2015.

LOUREIRO, G. A. H. A. et al. Risco de contaminação do solo e da água por substâncias ativas de pesticidas associadas aos cultivos agrícolas de Calimaya, México Central. *Revista de Ciências Agroambientais*, v. 19, n. 2, p. 58-69, 2021.

MACHADO, C. S. et al. Atrazine in river water: human health risk assessment by recreational exposure. *Environmental Management and Sustainability Journal*, v. 2018, n. 7, p. 36-46, 2016.

MARTINAZZO, R. et al. Sorção de atrazina e de mesotriona em latossolos e estimativa do potencial de contaminação. *Química Nova*, v. 34, n. 8, p. 1378-1384, 2011.

MATOS, A. K. A. et al. Transporte dos herbicidas no solo por meio da lixiviação. In: MENDES, K. F.; INOUE, M. H.; TORNISIELO, V. L. *Herbicidas no ambiente: comportamento e destino*. Viçosa, ed. UFV, 2022. p.115-131.

MEDEIROS, J. F.; ACAYABA, R. D'A.; MONTAGNER, C. C. A química na avaliação do impacto à saúde humana diante da exposição aos pesticidas. *Química Nova*, v 44, n. 5, p. 584-598, 2021.

MELO, C. A. D. et al. Lixiviação de sulfentrazone, isoxaflutole e oxyfluorfen no perfil de três solos. *Planta Daninha*, v. 28, n. 2, p. 385-392, 2010.

MERCADO-BORRAYO, B, M. et al. Bioacumulação de pesticidas organofosforados e organoclorados por *Eichhornia crassipes* em canais de irrigação em sistema agrícola urbano. *Revista Internacional de Fitorremediação*, v. 17, n. 7, p. 701-708, 2015.

MIRON, D. S. et al. Efeitos dos herbicidas clomazone, quinclorac e metsulfuron metil na atividade da acetilcolinesterase no bague prateado (*Rhymida quelen*) (Heptapteridae). *Ecotoxicologia e Segurança Ambiental*, v. 61, n. 3, p. 398-403, 2005.

MONQUERO, P. A. et al. Lixiviação e persistência dos herbicidas sulfentrazone e imazapic. *Planta Daninha*, v. 28, n. 1, p. 185-195, 2010.

MUELLER, T. C. Métodos para medir a volatilidade de herbicidas. *Ciência da Erva Daninha*, v. 63, n. SP1, p. 116-120, 2015.

NASCIMENTO, D T. F.; NOVAIS, G. T. Clima do Cerrado: dinâmica atmosférica e características, variabilidades e tipologias climáticas. *Eliséé*, v. 9, n. 2, p. e922021, 2020.

NEIVERTH, C. A. Determinação de atrazina em água utilizando extração em fase sólida e cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas. *Ambiência Guarapuava*, v. 11, n. 2, p. 475-482, 2015.

NETO, D. M.; FROEHNER, S.; MACHADO, K. S. Avaliação do transporte do ácido 2,4-diclorofenoxiacético através de um lisímetro. *Química Nova*, v. 35, n. 9, p. 1809-1813, 2012.

NUNES, A. L., VIDAL, R. A. Lixiviação do herbicida imazaquin associado ao paraquat ou glyphosate em plantio direto. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, v. 116, n. 1, p. 63-67, 2017.

OLIVEIRA JR., R. S. et al. Relação entre as propriedades químicas do solo e a dinâmica de herbicidas ionizáveis e não ionizáveis. In: MENDES, K. F.; INOUE, M. H.; TORNISIELO, V. L. Herbicidas no ambiente: comportamento e destino. Viçosa, ed. UFV, 2022. p.249-265.

OLIVEIRA, A. F. et al. Macroagregação e restauração de carbono orgânico no solo em um lactossolo brasileiro altamente intemperizado após duas décadas sob plantio direto. *Ciência do Meio Ambiente Total*, v. 621, p.1559–1567, 2018.

OLIVEIRA, M. F.; BRIGHENTI, A. M. Comportamento dos herbicidas no ambiente. In: OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. *Biologia e manejo de plantas daninhas*. Curitiba: Omnipax, 2011. p. 263-304.

ONWONA-KWAKYE, M.; HOGARH, J. N.; BRINK, P. J. V. Avaliação de risco Ambiental de pesticidas atualmente aplicados em Gana. *Quimiosfera*, v. 254, n. 1, p. 126845, 2020.

PAULA, D. F. et al. Técnicas para evitar a deriva e volatilização de herbicidas. In: DE LA TORRE, K. A. *Desenvolvimento sustentável, interdisciplinaridade e Ciências Ambientais 2*. Ponta Grossa, ed. Atenas, 2021. p. 89-116.

PERUZZOLO, M. C.; GRANGE, L.; RONQUI, L. Mortalidade de abelhas sem ferrão *Scaptotrigona bipunctata* sob os efeitos dos herbicidas paraquat e diquat. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR*, v. 24, n. 1, p. e2407, 2021.

PIRES, J. L. M. et al. Efeito da umidade relativa do ar na volatilidade de herbicidas. *Brazilian Journal of Development*, v. 8, n. 4, p. 24943-24953, 2022.

PLESE, L. P. M.; SILVA, C. L.; FOLONI, L. L. Distribuição nos compartimentos ambientais dos herbicidas utilizados nas culturas de algodão, café e citros. *Planta Daninha*, v. 27, n. 1, p. 123-132, 2009.

PPDB: Banco de Dados de Propriedades de Pesticidas. University of Hertfordshire. The ARS pesticide properties database. Disponível em: http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz_herb.htm. Acesso em: 15 de maio. 2023.

PRESOTO, J. C.; ANDRADE, J. F.; CARVALHO, S. J. P. Interação e eficácia de misturas em tanque dos herbicidas saflufenacil e glyphosate. *Revista Brasileira de Herbicidas*, v. 19, n. 4, p. 721-727, 2020.

REBELOA, R. M.; CALDAS, E. D. Avaliação de risco ambiental de ambientes aquáticos afetados pelo uso de agrotóxicos. *Química Nova*, vol. 37, n 7, p. 1199-1208, 2014.

ROCHA, P. R. R. et al. Meia-vida do diuron em solos com diferentes atributos físicos e químicos. *Ciência Rural*, v. 43, n. 11, p. 1961–1966, 2013.

RODRIGUES, L. C. C.; FÉRES, J. G. A relação entre intensificação no uso de agrotóxicos e intoxicações nos estabelecimentos agropecuários do Brasil. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 60, p. e244491, 2021.

ROMAN, E. S. et al. Como funcionam os herbicidas: Da biologia à aplicação. *Passo Fundo: Berthier*, ed. 21, 2007, 152 p.

SABIK, H.; JEANNOT, R.; RONDEAU, B. Métodos multirresíduos que utilizam técnicas de extração em fase sólida para monitorar pesticidas prioritários, incluindo triazinas e produtos de degradação, em águas subterrâneas e superficiais. *Revista de cromatografia A*, v. 885, n. 1-2, p. 217–236, 2000.

SAMGHANI, K.; HOSSEINFATEMI, M. Desenvolvimento de um modelo QSPR baseado em máquina de vetores de suporte para previsão da meia-vida de alguns herbicidas. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 129, p. 10-15, 2016.

SANTOS, G. et al. Carryover proporcionado pelos herbicidas s-metolachlor e trifluralin nas culturas de feijão, milho e soja. *Planta Daninha*, v. 30, n. 4, p. 827-834, 2012.

SCHAAF, A. A. Valoración de impacto ambiental por uso de pesticidas en la región agrícola del centro de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Revista Mexicana de Ciências Agrícolas*. v. 7, n. 6, p. 1237-1247, 2016.

SEVERO, E. S. et al. Risco ecológico de contaminação por agrotóxicos em um rio brasileiro localizado próximo a área rural: um estudo de biomarcadores utilizando embriões de peixe-zebra. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 190, n. 1, p. 10071, 2020.

SILVA JR., A. C. da.; QUEIROZ, J. R. G.; MARTINS, D. Quantidade de chuva e lixiviação do herbicida metribuzin através de planta bioindicadora. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, n. 6, p. 592–597, 2015.

SILVA, C. C. et al. Sorção, dessorção, meia vida e lixiviação de sulfometurom-metyl em diferentes classes de solo. *Revista Caatinga Mossoró*, v. 35, n. 3, p. 557–566, 2022.

SILVA, T. F.; BARP, E. A.; ARMILIATO, N. Avaliação da toxicidade celular do glifosato sobre as gônadas de *Danio rerio* (Cyprinidae). *Saúde e meio ambiente: revista interdisciplinar*, v. 6, n. 1, p. 85-95, 2017.

SLAALAN, N. H. et al. High performance removal and simulation studies of diuron pesticide in water on MWCNTs. *Journal of Molecular Liquids*, v. 289, 111039, 2019.

SOUSA, U. V. et al. Interação da mistura em tanque entre os herbicidas diquat e glyphosate na dessecação de área em pousio. *Brazilian Journal of Science*. v. 2, n. 2, p. 61-70, 2023.

SPADOTTO, C. A. Método de triagem para avaliação do potencial de lixiviação de pesticidas. *Agrotóxicos: revista de ecotoxicologia e meio*, v. 12, p. 69-78, 2002.

STANTON, R. L.; MORRISSEY, C. A.; CLARK, R. G. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 254, p. 244-254, 2018.

STEFFEN, G. P. K.; STEFFEN, R. B.; ANTONIOLLI, Z. I. Contaminação do solo e da água pelo uso de agrotóxicos. *Tecnológica*, v. 15, n. 1, p. 15-21, 2011.

TAUHATA, S. B. F. et al. A controvérsia do glifosato: uma atualização. *Arquivos do Instituto Biológico*, v. 87, n. 1-8, p. e1002018, 2020.

TEIXEIRA, M. F. F. et al. Lixiviação do sulfentrazone em solos do Norte de Minas Gerais cultivado com cana-de-açúcar. *Revista Brasileira Herbicidas*, v. 16, n. 3, p. 246-255, 2017.

TILLIT, D. E. et al. A atrazina reduz a reprodução em peixinhos gordos (*Pimephales promelas*). *Toxicologia Aquática*, v. 99, n. 2, p. 149-159, 2010.

USDA. Agricultural Research Service. The ARS pesticide properties database. Disponível em: <https://www.ars.usda.gov/northeast-area/beltsville-md-barc/beltsville-agricultural-research-center/adaptive-cropping-systems-laboratory/docs/ppd/pesticide-list/>. Acesso em: 20 de maio. 2023.

VIEIRA, K. C. et al. Potencial de contaminação ambiental de herbicidas utilizados nas culturas de milho, soja e cana-de-açúcar. *Investigação, Sociedade e Desenvolvimento*, v. 9, n. 9, p. e417997442, 2020.

WEIS, M. G. et al. Aplicação do índice avaliação do risco de contaminação da água por pesticidas (ARCA) com o uso de Sensoriamento Remoto. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 44, p.48074, 2021.

ZALLER, J. G.; BRÜHL, C. A. Editorial: Efeitos não-alvo de pesticidas em organismos que habitam agroecossistemas. *Frontiers in Environmental Science*, v. 7, n. 75, p. 1-3, 2019.