

ZACARELI MASSUQUINI

**RISCO AMBIENTAL DOS HERBICIDAS EM SISTEMAS AGRÍCOLAS NO
ESTADO DE MATO GROSSO E USO DO MANEJO QUÍMICO PARA O
CONTROLE DE PLANTAS DANINHAS NA CULTURA DO ALGODÃO RF**

**TANGARÁ DA SERRA/MT –
BRASIL 2024**

ZACARELI MASSUQUINI

**RISCO AMBIENTAL DOS HERBICIDAS EM SISTEMAS AGRÍCOLAS NO
ESTADO DE MATO GROSSO E USO DO MANEJO QUÍMICO PARA O
CONTROLE DE PLANTAS DANINHAS NA CULTURA DO ALGODÃO RF**

Dissertação apresentada à
Universidade do Estado de Mato
Grosso, como parte das exigências do
Programa de Pós-graduação Stricto
Sensu em Ambiente e Sistemas de
Produção Agrícola para obtenção do
título de Mestre.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Miriam Hiroko Inoue

**TANGARÁ DA SERRA/MT –
BRASIL 2024**

Zacareli Massuquini, 2024

Luiz Kenji Umeno Alencar CRB 1/2037

MASSUQUINI, Zacareli.

M422r Risco Ambiental dos Herbicidas em Sistemas Agrícolas no Estado de Mato Grosso e Uso do Manejo Químico para o Controle de Plantas Daninhas na Cultura do Algodão Rf / Zacareli Massuquini – Tangará da Serra, 2024.
107 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (não)

Trabalho de Conclusão de Curso
(Dissertação/Mestrado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Mestrado Acadêmico) Interdisciplinar em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola, Faculdade de Ciências Agrárias, Biológicas, Engenharia e da Saúde, Câmpus de Tangara da Serra, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2024.
Orientador: Miriam Hiroko Inoue

1. Pesticidas. 2. Toxicologia. 3. Análise de Risco. 4. Manejo de Plantas Daninhas. 5. Algodão. I. Zacareli Massuquini. II. Risco Ambiental dos Herbicidas em Sistemas Agrícolas no Estado de Mato Grosso e Uso do Manejo Químico para o Controle de Plantas Daninhas na Cultura do Algodão Rf: .

CDU 632.95.027:633.51

ZACARELI MASSUQUINI

**RISCO AMBIENTAL DOS HERBICIDAS EM SISTEMAS AGRÍCOLAS NO
ESTADO DE MATO GROSSO E USO DO MANEJO QUÍMICO PARA O
CONTROLE DE PLANTAS DANINHAS NA CULTURA DO ALGODÃO RF**

Dissertação apresentada à
Universidade do Estado de Mato
Grosso, como parte das exigências do
Programa de Pós-graduação Stricto
Sensu em Ambiente e Sistemas de
Produção Agrícola para obtenção do
título de Mestre.

Aprovada em __ de _____ de 2024

Banca Examinadora

Prof^a. Dr^a. Miriam Hiroko Inoue
Universidade do Estado de Mato Grosso
UNEMAT Orientadora

Prof. Dr. Rubem Silvério de Oliveira Junior
Universidade Estadual de Maringá –
UEM

Prof^a. Dr^a. Alessandra Regina Butnariu
Universidade do Estado de Mato Grosso -
UNEMAT

**TANGARÁ DA SERRA/MT –
BRASIL 2024**

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, quero agradecer à Deus, pelo dom da vida e por todas as dádivas que tem promovido em minha vida profissional e pessoal.

À Universidade do Estado de Mato Grosso, pela estrutura e apoio desde a minha graduação.

À minha orientadora, Prof^a. Dra. Miriam Hiroko Inoue, pela oportunidade, atenção, confiança e motivação transmitida durante toda minha trajetória acadêmica e na realização deste trabalho.

Aos professores e coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Sistema de Produção Agrícola (PPGASP), por todos os ensinamentos e ajuda concedida, em especial ao professor Rivanildo Dallacort.

À minha esposa, Handressa Lopes e meu filho Frederico Antonio Massuquini, por todo amor, carinho, apoio, motivação e paciência durante todos os momentos.

À Dra. Monica Josene Barbosa Pereira e Dr. Kassio Ferreira Mendes por todas as contribuições e sugestões para realização dessa pesquisa.

A SLC Agrícola em nome dos Eng^o Agrônomos Evandro Dal Bem e Marcio Silveira e ao coordenador de pesquisa Valcilene Melo, pelo apoio, área experimental e confiança em meu trabalho depositado.

E a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta pesquisa.

Muito obrigado!!!

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1.** Médias de precipitação e temperatura das 11 estações avaliadas no ano de 2022, no estado do Mato Grosso.....23
- FIGURA 1.** Mapa com a localização da área experimental, município de Diamantino -MT, latitude 14°04'13" S, longitude 57°26'43" O.....74
- FIGURA 2.** Médias mensais de precipitação e temperaturas do ar (média, máxima e mínima) para o município de Diamantino - MT, entre o período de janeiro a dezembro de 2021. Fonte: Dados do Instituto Nacional de Meteorologia (2021).....75

LISTAS DE TABELAS

TABELA 1. Grau de severidade, valores atribuídos e intervalos propostos por Alister e Kogan (2006) para cada termo do Índice de Risco Ambiental.....	25
TABELA 2. Grau de gravidade do pesticida, valores atribuídos e intervalos para cada termo de Perfil Toxicológico.....	25
TABELA 3. Local das estações meteorológicas utilizadas para análise de precipitação e temperatura em Mato Grosso.....	27
TABELA 4. Principais herbicidas utilizados no estado de Mato Grosso no ano de 2020, 2021 e 2022 para controle de plantas daninhas.....	30
TABELA 5. Propriedades físico-químicas dos herbicidas usados para calcular o Índice de Risco Ambiental – IRA.....	33
TABELA 6. Parâmetros ecotoxicológicos dos principais herbicidas utilizados no estado de MT.....	40
TABELA 7. Perfil toxicológico (PT) construído a partir dos parâmetros ecotoxicológicos.....	43
TABELA 8. Índice de Risco Ambiental (IRA) dos principais herbicidas usados no estado de Mato Grosso, colocado em ordem decrescente.....	48
TABELA 1. Caracterização química e física da amostra de solo na área experimental, de 0-20 cm. Fazenda Paíaguas, Diamantino – MT, 2021.....	75
TABELA 2. Tratamentos avaliados no experimento com plantas de algodão cultivar (cv) DP1857B3RF, submetidos à aplicação pós-emergência com pyriithiobac-sodium (PYR), trifloxysulfuron-sodium (TRI) e glyphosate (GLY).....	76
TABELA 3. Controle de plantas voluntárias de soja em cultivo de algodão cultivar DP1857B3RF, submetidas a aplicação de herbicidas em pós-emergência.....	80
TABELA 4. Controle de plantas daninhas, capim pé-de-galinha (<i>Eleusine indica</i>), corda-de-viola (<i>Ipomoea</i> sp.) e trapoeraba (<i>Commelina</i> ssp.), submetidas a aplicação em pós-emergência na cultura do algodão, cultivar DP1857B3RF.....	82
TABELA 5. Injúrias em plantas de algodão, cultivar DP1857B3RF, submetidas a aplicação de herbicidas em pós-emergência.....	86
TABELA 6. Altura de plantas de algodão, cultivar DP1857B3RF, submetidas a aplicação de herbicida em pós-emergência.....	88
TABELA 7. Variáveis de produtividade de algodão, cultivar DP1857B3RF, submetidas	

a aplicação de herbicidas em pós-emergência.....90

TABELA 8. Variáveis de qualidade de fibra de algodão, cultivar DP1857B3RF, submetidas a aplicação de herbicidas em pós-emergência.....94

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT	11
INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	16
ARTIGO 1. ÍNDICE DE RISCO AMBIENTAL DOS PRINCIPAIS HERBICIDAS UTILIZADOS NO ESTADO DE MATO GROSSO.....	19
1 INTRODUÇÃO	21
2 MATERIAL E MÉTODOS	24
2.2 Índice de risco ambiental (IRA)	24
2.2.1 Persistência	25
2.2.2 Lixiviação	26
2.2.3 Volatilidade	27
2.2.4 Dose.....	27
2.2.5 Perfil toxicológico.....	28
2.2.6 Caracterização de precipitação e temperatura em Mato Grosso.....	29
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
4 CONCLUSÃO.....	61
5 REFERÊNCIAS	62
ARTIGO 2. GLYPHOSATE ISOLADO E EM ASSOCIAÇÃO COM HERBICIDA PARA O CONTROLE E SELETIVIDADE DE PLANTAS DANINHAS NA CULTURA DO ALGODÃO RF.....	73
1.INTRODUÇÃO	75
2 MATERIAL E MÉTODOS	77
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	82
4 CONCLUSÃO.....	99
5 REFERÊNCIAS	100
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	106

RESUMO

Com as extensas áreas de cultivos no Brasil, com destaque para o estado de Mato Grosso, maior produtor de grãos e fibras do país, ocorrem, frequentemente, problemas fitossanitários, que têm aumentado o uso de pesticidas nos sistemas de produção. Nesse sentido, existe uma grande preocupação do quanto esses pesticidas podem ser prejudiciais ao ambiente, e a proposta do Índice de Risco Ambiental (IRA) serve como uma ferramenta para gerir os impactos ambientais dos herbicidas. Além disso, a busca por estratégias, como o uso de herbicidas em doses e estádios corretos de aplicação, tem se tornado uma adequação promissora, visando diminuir a grande exposição e efeitos deletérios dos herbicidas no agroecossistema. Dessa forma, os objetivos deste estudo foram: (i) realizar um IRA baseado nos principais herbicidas utilizados no controle de plantas daninhas nas culturas do algodão, soja e milho no estado de Mato Grosso e (ii) avaliar a utilização do glyphosate, aplicado de forma isolado e associado a outros herbicidas, no manejo de plantas daninhas na cultura do algodão RF. Dados do montante de herbicidas consumidos foram coletados junto ao Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso (INDEA), e as suas características físico-químicas obtidas do Pesticide Properties Database (PPDB), da Universidade de Hertfordshire, na Inglaterra, do Pesticide Properties Database (PPD) do Departamento de Agricultura dos EUA e monografias do IBAMA. Os parâmetros utilizados para IRA foram persistência no solo, lixiviação, volatilidade, dose recomendada e perfil toxicológico dos herbicidas. Em relação ao manejo de plantas daninhas no algodão, foram realizados testes a campo durante a safra 2021/22, sujeitos a avaliação de 13 tratamentos, utilizando-se os herbicidas glyphosate, pyriithiobac-sodium e trifloxysulfuron-sodium, isolados e em associação, diferindo no sistema de aplicação. Os principais herbicidas utilizados para controle de plantas daninhas nas lavouras de soja, milho e algodão no Mato Grosso, nas últimas três safras, somam um montante de 197.605.569 kg de ingredientes ativos (i.a.), representando mais de 98% de todo consumo total. Estes foram ordenados em sentido decrescente de risco ambiental: Atrazine > diuron > trifluralin > glyphosate > 2,4-D > clomazone > S-metolachlor > diquat ≥ haloxifop > clethodim ≥ glufosinate-ammonium. Os herbicidas, atrazine, MSMA, diuron, trifluralin e pendimethalin, apresentaram maior IRA, decorrente de suas maiores persistências no ambiente, perfil toxicológico e dose. O glyphosate é o maior montante comercializado, com IRA menor que atrazine, diuron e trifluralin, devido à sua dose alta de utilização, no entanto sua persistência no ambiente, lixiviação e volatilidade são baixas. Quanto ao uso do glyphosate, houve controle significativo de plantas daninhas, sendo eficiente nas doses e épocas avaliadas, porém as associações de glyphosate e trifloxysulfuron-sodium, na primeira aplicação, reduziram o potencial final do algodão, diferindo dos demais tratamentos químicos. A exposição da planta de algodão ao glyphosate não reduziu o potencial produtivo. Diante dos resultados apresentados, espera-se que o IRA contribua no gerenciamento e planejamento eficiente com menor impacto ambiental, especialmente para os herbicidas que apresentam maior risco aliado ao maior volume utilizado. Dessa forma, essa ferramenta pode auxiliar em um manejo mais adequado de plantas daninhas. A utilização do glyphosate no sistema de cultivo do algodão RF, utilizado isolado e em associação, é uma alternativa eficiente para o controle de plantas daninhas.

Palavras-chave: Pesticidas, Toxicologia, *Gossypium hirsutum* L., Manejo de plantas daninhas.

ABSTRACT

With the extensive areas of cultivation in Brazil, especially the state of Mato Grosso, which is the largest producer of grains and fibers in the country, phytosanitary problems frequently occur, which has increased the use of pesticides in production systems. In this sense, there is great concern about how harmful these pesticides can be to the environment, and the proposed Environmental Risk Index (ERI) serves as a tool to manage the environmental impacts of herbicides. Furthermore, the search for strategies such as the correct use of herbicides in correct doses and application stages has become promising adjustments aimed at reducing the high exposure and harmful effects of herbicides on the environmental agroecosystem. Therefore, the objectives of this study were: (i) to carry out an ERI based on the main herbicides used to control weeds in cotton, soybean and corn crops in the state of Mato Grosso; (ii) use of glyphosate, one of the herbicides most used in agriculture today, in the management of weeds in cotton crops. Data on the number of herbicides consumed were collected from the Mato Grosso Agricultural Defense Institute (INDEA), and their physicochemical characteristics obtained from the Pesticide Properties Database (PPDB) of the University of Hertfordshire, England, the Pesticide Properties Database (PPD) from the US Department of Agriculture and monographs from IBAMA. The parameters used for IRA were: persistence in the soil, leaching, volatility, recommended dose and toxicological profile of the herbicides. Regarding weed management in cotton, field tests were carried out during the 2021/22 harvest, subject to the evaluation of 13 treatments using the herbicides glyphosate, pyriproxyfen-sodium and trifloxysulfuron-sodium, individually and in combination, differing in the application system. The main herbicides used to control weeds in soybean, corn and cotton crops in Mato Grosso in the last three harvests, total an amount of 197,605,569 kg of active ingredients (a.i.) of which the main ones represent more than 98% of all consumption, were ordered in decreasing order of environmental risk: Atrazine > diuron > trifluralin > glyphosate > 2,4-D > clomazone > S-metolachlor > diquat ≥ haloxifop > clethodim ≥ glufosinate-ammonium. The herbicides, atrazine, MSMA, diuron, trifluralin and pendimethalin, were the a.i. that presented the highest ERI, due to their greater persistence in the environment, toxicological profile and dose. Glyphosate is the largest amount sold, with an ERI lower than atrazine, diuron and trifluralin, due to its high dose of use, however its persistence in the environment, leaching and volatility are low. Regarding the use of glyphosate, there was significant control of weeds, being efficient for this, at the doses and times evaluated, however the association of glyphosate and trifloxysulfuron-sodium in the first application reduced the final potential of cotton, differing from other chemical treatments. Exposure of the cotton plant to glyphosate did not reduce the productive potential. Given the results presented, it is expected that the ERI will contribute to efficient management and planning that causes less environmental impact, especially for herbicides that present greater risk combined with the greater volume used. Therefore, this tool can assist in more adequate management of weeds. Therefore, the use of glyphosate in the RF cotton cultivation system, used alone and in combination, is an efficient alternative for weed control.

Keywords: Pesticides, Toxicology, *Gossypium hirsutum* L., Weed Management.

INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil se destaca por ser um grande fornecedor de alimentos, com uma produção de grãos estimada em 304,3 milhões de toneladas na safra 2022/23. Entre os grãos de maior importância, estão a soja com 155,7 milhões de toneladas e o milho com 125,7 milhões de toneladas, em fibras, a produção de algodão foi de 2.978,1 milhões toneladas (CONAB, 2023). Para essa produção em larga escala são necessárias grandes extensões de área, as quais precisam de manejos fitossanitários rigorosos, evidenciado por 78,3% de aumento na quantidade de pesticidas comercializados no Brasil no período entre 2010 e 2020, aproximadamente o triplo do crescimento da área (HESS e NODARI, 2022).

Dessa forma, um total de 685.746 toneladas de ingredientes ativos (i.a.) foram comercializadas no Brasil no ano de 2020 (IBAMA, 2023). Na safra 2022/23 o uso de pesticidas em Mato Grosso representou 25,29% dos custos totais de produção na cultura do algodão, 18,60% para a soja e 11% para a cultura do milho (IMEA, 2023). Em meio aos principais pesticidas utilizados no manejo das lavouras, estão os herbicidas, destinados ao controle de plantas daninhas.

O algodão está entre as culturas com maior custo de produção, no qual as aplicações de herbicidas na safra 2022/23 chegaram a 7,36% do custo variável (IMEA, 2023). A cotonicultura possui grande importância no Cerrado brasileiro, principalmente para o estado do Mato Grosso, maior produtor de fibra do país. Na safra 22/23, a área plantada no Brasil foi de 1.635,5 mil ha⁻¹, sendo que dessas, 1.161,8 mil ha⁻¹ foram cultivadas em Mato Grosso, representando 71,03% da área nacional (CONAB, 2023). O Brasil se destaca entre os maiores produtores de pluma, juntamente com o Estados Unidos, Índia, China e Paquistão, que juntos produzem 74% de todo o algodão produzido no mundo (BATISTA et al., 2022).

O cultivo do algodão possui excelentes perspectivas de expansão no Brasil, devido à alta adaptação às mais diversas condições edafoclimáticas, permitindo que seja cultivado em diversas regiões do país. O algodão constitui uma importante opção para o produtor agrícola em sistemas envolvendo rotação ou sucessão de culturas. Devido às condições ideais de clima e solo, grande parte dessa cultura tem sido semeada na modalidade segunda safra, ou seja, após a primeira safra da soja, no mês de janeiro, e colhido entre os meses de julho e agosto, possibilitando assim maior rentabilidade e intensificação do sistema de produção (TAKAHASHI et al., 2020).

Devido à sua diversidade, a cultura do algodão possui grande importância econômica no Brasil. A fibra natural é a principal matéria prima no setor têxtil, sendo composta quase que puramente por celulose, além das sementes ricas em óleo, o bagaço pode ser utilizado para fabricação de tortas e ração animal (LISBOA et al., 2023).

Apesar dos avanços alcançados no cultivo do algodão no Cerrado brasileiro nos últimos anos, ainda são necessárias informações sobre alguns manejos específicos, incluindo o controle de plantas daninhas. Do ponto de vista agrônomo, a interferência de plantas daninhas nas lavouras de algodão, configura como uma das mais danosas, acarretando grandes prejuízos quando não manejadas de forma correta (DAN et al., 2011). As perdas em produtividade e qualidade de fibras, se intensificam quanto maior for o período de convivência da cultura com as plantas daninhas (RAIMONDI et al., 2014).

Diante disso, diferentes medidas físicas, químicas e culturais podem ser adotadas, com a finalidade de diminuir a influência das plantas daninhas sobre as plantas cultivadas. Nesse sentido, o manejo químico faz uso de pesticidas sintéticos em concentrações adequadas, que interferem nos processos fisiológicos e bioquímicos das plantas daninhas, o que pode levar ao retardamento ou até mesmo a morte dessas espécies (SAUSEN et al., 2020).

No entanto, a utilização de pesticidas de forma desordenada pode promover efeitos danosos ao ambiente e a saúde humana, podendo levar a contaminação da água, solo, intoxicação de agricultores, resistência de pragas, doenças e plantas daninhas a determinado i.a. (MAHMOOD et al., 2016).

Atualmente, no Brasil, o registro de novos pesticidas é validado em três órgãos distintos e de funções diferentes. O Ministério da Agricultura (MAPA) avalia a eficácia do ingrediente ativo no combate a plantas daninhas, pragas e doenças; a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) investiga os riscos à saúde humana e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) fica responsável pela fiscalização ambiental, conforme o Decreto Federal 4074/02, em seu artigo 70 (FRANCO; PEALEZ, 2016).

Diante disso, o aumento expressivo do consumo de pesticidas no Brasil está diretamente envolvido com o processo de expansão do agronegócio, e coloca o país, como responsável pelo consumo de 20% de todos os pesticidas utilizados no mundo (GREGORI, 2019). Grande parte desse volume é comercializado e utilizado no estado

do Mato Grosso, por ser o maior produtor de soja, milho e algodão do país, com uma área total dessas culturas de 19.795,2 mil ha⁻¹ na safra 22/23 (CONAB, 2023).

Contudo, uma das formas de minimizar os impactos da carga de pesticidas no ambiente de produção é a avaliação do potencial adverso de cada ingrediente ativo utilizado. Nesse sentido, o índice de Risco Ambiental (IRA) é uma ferramenta que permite utilizar informações disponíveis na literatura, como instrumento de monitoramento, gestão ambiental e planejamento, auxiliando no manejo adequado dos pesticidas (SCHAAF, 2015). Tal índice considera uma classificação que varia de menos prejudiciais até muito prejudiciais, para cada parâmetro analisado (LOUREIRO et al., 2021).

Desta forma, vários indicadores de risco são utilizados para avaliar o potencial de danos e mitigar a ação dos pesticidas à saúde e ao ambiente (SILVA, CEREJEIRA, 2012; DALBÓ et al., 2019).

Um exemplo da contaminação no ambiente por pesticidas foi evidenciado por Cristofaro et al. (2021), os quais identificaram o herbicida glyphosate em todos os reservatórios de água analisados em sua pesquisa, sendo que, em três deles, a concentração estava acima do limite máximo estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estipulada em 0,065 mg L⁻¹. Apesar da baixa toxicidade, seu uso pode causar contaminação de recursos hídricos e solo, afetando organismos não-alvos (HAAS et al., 2018). Mas vale salientar, que o glyphosate se destaca entre os i.a. mais utilizados no Brasil e no mundo, para controle de diversas plantas daninhas nos mais variados cultivos (PEREIRA et al., 2023).

Todavia, isso só foi possível com a adoção do melhoramento genético e advento de culturas geneticamente modificadas (GM), aprovada pela Comissão Técnica Nacional de Biossegurança – CTNBio, oferecendo tolerância a herbicidas e determinadas pragas (SCHNEIDER et al., 2018). No Brasil, grande parte das lavouras de algodão cultivadas é geneticamente modificada, oferecendo resistência ao glyphosate, entre elas o evento MON1445, Roundup Ready aprovada em 2008, GHB614 GlyTol aprovada em 2010 e o MON88913, Roundup Ready Flex aprovada em 2011 (FOLHA VITÓRIA, 2018; CARVALHO et al., 2020). A implantação de cultivares resistentes a herbicidas possibilita a produção de forma mais eficiente, mas também proporciona grande exposição aos pesticidas devido à sua alta utilização (SCHNEIDER et al., 2018).

Por outro lado, relatos disponíveis na literatura indicam que ocorrem com

frequência infestações de plantas daninhas resistentes ao glyphosate (VARGAS et al., 2013). Na atualidade existem 530 casos de ervas daninhas resistentes a herbicidas em todo o mundo, com 272 espécies, sendo 115 eudicotiledôneas e 117 monocotiledôneas.

No Brasil há 57 bióticos resistentes a esses i.a., sendo a espécie picão preto (*Bidens subalternans*), a mais recente a apresentar resistência ao glyphosate (HEAP, 2024). Boa parte dessas ocorrências se sucedeu pela alta dependência de glyphosate, gerando pressão de seleção dessas espécies (MELLO et al., 2017). Nesse sentido, os conhecimentos sobre a dinâmica e correta identificação das espécies são importantes para a definição de estratégias para seu controle (SILVA et al., 2018). Portanto, a presença dessas plantas daninhas pode comprometer o potencial produtivo do algodoeiro, caso o manejo não seja efetuado de forma correta, aumentando assim o consumo de pesticidas nas áreas de produção.

Desse modo, o presente estudo foi dividido em dois capítulos com o objetivo de avaliar o risco ambiental que os herbicidas representam para o meio ambiente, nos sistemas produtivos do Mato Grosso, bem como o uso do glyphosate aplicado de forma isolada e em associação, no manejo de plantas daninhas na cultura do algodão com tecnologia Roundup Ready Flex, no município de Diamantino – MT.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BATISTA, N. L.; ARANHA, T. S.; OLIVEIRA, K. S. M.; RODRIGUEIRO, M. M. S.; NETO, M. M.; SANTOS, P. S. B. Aplicação de instrumentação em cultivo de algodão: revisão sistemática da literatura. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 9, p. e46511930581, 2022.

CARVALHO, S. J. P.; JUNIOR, G. J. P.; OVEJERO, R. F. L. Controle químico de plantas voluntárias de soja e algodão tolerantes a dicamba. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 19, n. 2, p. 1-7, 2020.

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: 30 de julho de 2023.

CRISTOFARO, C. S.; BRANCO, C. W. C.; ROCHA, M. I. A.; PORTUGAL, S. G. M. Avaliação das concentrações de glifosato em seis reservatórios das bacias dos rios Paraíba do Sul e Guandu no sudeste do Brasil. **Revista Ambiente Água**, v. 16, n. 1, p. 1-16, 2021.

DALBÓ, J.; FILGUEIRAS, L. A.; MENDES, A. N. Efeitos dos pesticidas sobre trabalhadores rurais: parâmetros hematológicos e relatos sintomatológicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 24, n. 7, p. 2569-2582, 2019.

DAN, H. A.; BARROSO, A. L. L.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; DAN, L. G. M.; BRAZ, G. B. P.; D'AVILA, R. P. Seletividade de clomazone isolado ou em mistura para a cultura do algodoeiro. **Planta Daninha**, v. 29, n. 3, p. 601-607, 2011.

FOLHA VITÓRIA. **Após 20 anos, transgênico se torna regra no campo**. 2018. São Paulo, 2 set. 2018. Disponível em: <https://www.folhavoria.com.br/geral/noticia/09/2018/apos-20-anos-transgenico-se-torna-regra-no-campo>. Acesso em: 06 de agosto de 2023.

FRANCO, C. R.; PELAEZ, V. A (des) construção da agenda política de controle dos agrotóxicos no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 1, p. 213-230, 2016.

GREGORI, P. Afinal, o Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos do mundo? **Revista Digital Galileu**, 25 jun. 2019. Disponível em: <https://revistagalileu.globo.com/Ciencia/Meio-Ambiente/noticia/2019/06/afinal-o-brasil-e-o-maior-consumidor-de-agrotoxico-do-mundo.html>. Acessado em: 06 de agosto de 2023.

HAAS, P.; HOEHNE, L.; KUHN, D. Revisão: avaliação dos efeitos do glifosato no ecossistema agrícola e sua toxicidade para a saúde humana. **Destaques Acadêmicos, Lajeado**, v. 10, n. 4, p. 82-90, 2018.

HEAP, I. **Banco de dados internacional de ervas daninhas resistentes a herbicidas**. On-line. Disponível em: <https://weedscience.com/Pages/Filter.aspx>. Acesso em: 23 de janeiro. 2024.

HESS, S. C.; NODARI, R. O. O. Agrotóxicos no Brasil: Panorama dos produtos aprovados entre 2019 e 2022. **Ambientes em Movimento**, v. 2, n. 2, p. 39-51, 2022.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos**. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#boletins> nuais. Acesso em: 15 de agosto de 2023.

IMEA. Instituto Mato-Grossense de Economia Agropecuária. **Boletim semanal, Custo de produção mensal 15.de agosto de 2023/ nº 617**. Disponível em: <https://www.imea.com.br/imea-site/relatorios-mercado-detalle?c=4&s=696277432068079616>. Acesso em: 21 de agosto de 2023.

LISBOA, R. H.; CORREA, F. R.; SILVA, N. F.; CAVALCANTE, W. S. S.; RIBEIRO, D. F.; RODRIGUES, E. Herbicidas com potencial para dessecação pré-semeadura na cultura do algodoeiro. **Revista Brasileira de Ciências**, v. 2, n. 3, p. 54-66, 2023.

LOUREIRO, G. A. H. A.; RODRÍGUEZ, L. M. E.; PÉREZ, J. I. J.; PLATA, M. Á. B. 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.

MAHMOOD, I.; IMADI, S. R.; SHAZADI, K.; GUL, A.; HAKEEM, K. R. Efeitos dos pesticidas no meio ambiente. *In*: Hakeem, K.; Akhtar, M.; Abdullah, S. **Planta, solo e micróbios**. Spring, 2016. p. 253-269.

MELO, M. S. C.; ROCHA, L. J. F. N.; BRUNHARO, C. A. D. C. G.; SILVA, D. C. P.; NICOLAI, M.; CHRISTOFFOLETI, P. J. Alternativas de controle químico do capim-amargoso resistente ao glyphosate, com herbicidas registrados para as culturas de milho e algodão. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 16, n. 3, p. 206-215, 2017.

PEREIRA, J. B. S.; OLIVEIRA, L. L. F.; COSTA, A. C. M.; SANTOS, H. B.; THOMÉ, R. G.; CHEQUER, F. M. D. Exposição ao praguicida glifosato e a ocorrência do transtorno do espectro autista: existe associação? **Saúde e Pesquisa**, v. 16, n. 1, p. 1-16, 2023.

RAIMONDI, M. A.; OLIVEIRA, JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; FRANCHINI, L. H. M.; BIFFE, D. F.; BLAINSKI, É.; RAIMONDI, R. T. Períodos de interferência das plantas daninhas na cultura do algodão em semeadura adensada na safrinha. **Planta Daninha**, v. 32, n. 3, p. 521-532, 2014.

SAUSEN, D.; MARQUES, L. P.; BEZERRA, L. O.; SILVA, E. S.; CANDIDO, D. Biotecnologia aplicada ao manejo de plantas daninhas. **Revista Brasileira de Desenvolvimento**, v. 6, n. 5, p. 23150–23169, 2020.

SCHAAF, A. A. Valoración de impacto ambiental por pesticidas agrícolas. **Observatorio Medioambiental**, v. 18, p. 87-96, 2015.

SILVA, D. A.; ALBUQUERQUE, J. A. A.; ALVES, J. M. A.; ROCHA, P. R. R.; MEDEIROS, R. D.; FINOTO, E. L.; MENEZES, P. H. S. Caracterização de plantas específicas em área rotacionada de milho e feijão-caupi em plantio direto. **Scientia**

Agropecuária, v. 9, n. 1, p. 7-15, 2018.

SILVA, E.; CEREJEIRA, M. J. Avaliação do risco de pesticidas individuais e suas misturas em águas de superfície. **Revistade Ciências Agrárias**, v. 35, n. 2, p. 32-42, 2012.

SCHNEIDER, T.; RIZZARDI, M. A.; NUNES, A. L.; BIANCHI, M. A.; BRAMMER, S. P.; ROCKENBACH, A. P. Biologia molecular aplicada à ciência das plantas daninhas. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 17, n. 1, p. 12-24, 2018.

TAKAHASHI, G. O.; BRAZ, G. B. P.; MACHADO, F. G.; BARROSO, A. L. de L; SOLINO, A. J. S. Controle de soja voluntária com herbicidas registrados para algodoeiro. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 19, n. 4, p. 1-8, 2020.

VARGAS, L.; ULGUIM, A. D. R.; AGOSTINETTO, D.; MAGRO, T. D.; THÜRMER, L. Baixo nível de resistência do capim-pé-de-galinha (*Eleusine indica*) ao glifosato no Rio Grande do Sul-Brasil. **Planta Daninha**, v. 31, n. 3, p. 677-686, 2013.

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

RESUMO: O Brasil ocupa uma posição de destaque no cenário do consumo de pesticidas no mundo, evidenciado sua importância no controle fitossanitário para a proteção dos cultivos. Nesse contexto, o Mato Grosso apresenta a maior área cultivada com soja, milho e algodão do país, possuindo em seu território os biomas do Pantanal, Cerrado e Amazônia. Nesse sentido, existe uma preocupação constante com a contaminação do ambiente devido ao uso intenso desses pesticidas. Portanto, uma análise intensa das particularidades que os ingredientes ativos (i.a.) exercem no ambiente pode auxiliar na diminuição dos seus impactos, sendo o Índice de Risco Ambiental (IRA) um meio indireto de conhecer o potencial de dano desses pesticidas. Assim, o objetivo desse estudo foi realizar o IRA dos herbicidas mais utilizados no estado de 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 (INDEA), que disponibiliza o montante comercializado por ano no estado, enquanto que as características físico-químicas dos herbicidas, necessárias para as equações do IRA, foram obtidas de três bancos de dados de pesticidas (PPDB, PPD e IBAMA). Os parâmetros utilizados para a construção do IRA foram: persistência no solo, lixiviação, volatilidade, dose recomendada e perfil toxicológico dos herbicidas. A pesquisa apontou 42 herbicidas usados para o controle de plantas daninhas, 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 ≥ glufosinate-ammonium. Os herbicidas atrazine, MSMA, diuron, trifluralin e pendimethalin, foram os i.a. que apresentaram maior IRA, compartilhando a alta e muito alta persistência no ambiente, aliado ao perfil toxicológico alto. O glyphosate representa o maior volume comercializado e seu IRA menor que a atrazine, diuron e trifluralin, evidencia-se pela sua dose alta de utilização, em contrapartida sua persistência no ambiente, lixiviação e volatilidade são baixas. O clethodim está entre os i.a. mais comercializados nas últimas três safras, no entanto, é um dos herbicidas de menor IRA, revelado pela sua baixa dose, no entanto sua toxicologia à abelhas e peixes é alta. 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: Pesticidas, Toxicologia, Análise de Risco.

ENVIRONMENTAL RISK INDEX OF THE MAIN HERBICIDES USED IN THE STATE OF MATO GROSSO

ABSTRACT: Brazil occupies a prominent position in the world's pesticide consumption scenario, highlighting its importance in phytosanitary control for the protection of crops. In this context, Mato Grosso occupies a prominent place, as it has the largest area cultivated with soy, corn and cotton in the country. However, there is a constant concern about environmental contamination due to the intense use of these pesticides. Therefore, an intense analysis of the particularities that active ingredients (a.i.) exert on the environment can help to reduce their impacts, with the Environmental Risk Index (ERI) being an indirect way of knowing the potential damage of these pesticides. Thus, the objective of this study was to carry out the ERI of the herbicides most used in the state of Mato Grosso to control weeds in soybean, corn and cotton crops. The survey was carried out by i.a., based on data from the Mato Grosso Agricultural Defense Institute (INDEA), which provides the amount sold per year in the state, while the physical-chemical characteristics of the herbicides, necessary for the ERI equations, were obtained from three pesticide databases (PPDB, PPD and IBAMA). The parameters used to construct the ERI were: persistence in the soil, leaching, volatility, recommended dose and toxicological profile of the herbicides. The research identified 42 herbicides used to control weeds, but 11 compounds represent 98.2% of the total volume sold, with glyphosate being the first in the ranking with a total mass of 134,138,025 kg a.i. sold in the last three years in Mato Grosso. The ERI result for the largest mass sold in descending order was: atrazine > diuron > trifluralin > glyphosate > 2,4-D > clomazone > S-metolachlor > diquat ≥ haloxyfop-methyl > clethodim ≥ glufosinate-ammonium. The herbicides atrazine, MSMA, diuron, trifluralin and pendimethalin were the a.i. that presented the highest ERI, sharing high and very high persistence in the environment combined with a high toxicological profile. Glyphosate represents the largest volume sold and its ERI is lower than atrazine, diuron and trifluralin, evidenced by its high dose of use, on the other hand its persistence in the environment, leaching and volatility are low. Clethodim is among the most commercialized a.i. in the last three harvests, however, it is one of the herbicides with the lowest ERI, revealed by its low dose, however its toxicology to bees and fish is high. In general, all herbicides presented medium to very high toxicity levels, resulting in a worrying factor for ecosystems when they reach non-target organisms.

KEYWORDS: Pesticides, Toxicology, Risk Analysis.

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 dos cultivos e diante de um aumento significativo e exponencial do uso de pesticidas, existem questionamentos constantes sobre o efeito ao ambiente e a saúde do homem (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 (MEDEIROS et al., 2021). A intoxicação aguda causada por pesticidas em humanos é estimada em cerca de três milhões de casos a cada ano (DAMALAS, KOUTROUBAS, 2016). 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 no ambiente, os mesmos podem ser degradados, volatilizados, lixiviados ou sorvidos no solo (GÓMEZ-BELTRÁN et al., 2021). Essas moléculas compreendem misturas de ingredientes ativos que são utilizados para controle de diferentes tipos de organismos, os quais causam danos aos cultivos, dentre eles fungicidas, inseticidas, herbicidas e outros (RODRIGUEZ-AGUILAR et al., 2019). O conhecimento da dinâmica desses pesticidas no ambiente auxilia a compreender as relações entre eles, bem como avaliar a probabilidade da ocorrência de efeitos adversos aos agrossistemas que foram expostos aos produtos (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).

Nesse sentido, na Etiópia, Teklu et al. (2023) fizeram uso da ferramenta de taxa de toxicidade da exposição (ETR) para avaliar o risco ambiental dos 103 i.a. registrados no país e indentificaram riscos crônicos e agudos altos para peixes, aves e ecossistema do solo, sendo que os herbicidas acetochlor, alachlor, mecoprop e tebuthiuron apresentaram alto risco para humanos se as águas superficiais forem utilizadas para consumo.

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. 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.

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, pois esses pesticidas, podem afetar não apenas as plantas dentro e fora do campo, mas também os microorganismos do solo (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

estado de 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). Os dados do PPDB são extraídos de uma ampla variedade de fontes e frequentemente revisadas por pares, entre eles artigos, monografias, dossiês regulamentares, publicações, folhas de dados dos fabricantes, e cada registro é verificado pelo menos uma vez por ano quanto à prioridade na qualidade e transparências das informações, contando com mais de 2300 ativos e mais de 700 metabólitos diferentes (LEWIS et al., 2016).

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)	$K = 0,693/DT_{50} \quad (1)$	K : taxa de degradação por dia. DT₅₀ : tempo de meia-vida da dissipação, persistência (Tabela1) 0,693 : Constante de proporcionalidade.
Lixiviação (L)	$LIX = e^{(-k \cdot K_{oc})} \quad (2)$	K : Constante de proporcionalidade (Equação 2) K_{oc} : Coeficiente de sorção normalizado em relação ao teor de carbono orgânico do solo.
Volatilização (V)	$V = 2,9 \times 10^{-3} P M^{0,5} \quad (3)$	P : Pressão de vapor M : peso molecular do pesticida
Índice de Risco Ambiental (IRA)	$IRA = (P+L+V+PT) D \quad (4)$	P : Persistência L : Lixiviação V : Volatilização PT : Perfil toxicológico D : Dose
Perfil Toxicológico (PT)	$PT = K_{ow} + Rfd + DL_{50} + TA \quad (5)$	K_{ow} : 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 DT_{50} de um herbicida no solo pode ser influenciada por diversos fatores, como umidade do solo, precipitação, temperatura, características

intrínsecas do solo, entre outros, e esse parâmetro é considerado uma estimativa simplificada, justamente devido à natureza complexa da interação solo-ambiente-pesticida (BAUMGARTNER et al., 2017). O modelo de equação para persistência de pesticidas simplificado por Alister e Kogan (2006) está representado no Quadro 1.

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).

O índice GUS (*Goundwater Ubiquity Score*) proposto por Gustafson (1989) é um índice de vulnerabilidade de águas subterrâneas, o qual classifica-se os compostos de acordo com sua tendência de lixiviação. A proposta do índice de GUS, faz uso do coeficiente de sorção ao carbono orgânico (K_{oc}) e da DT_{50} do pesticida ao solo, fazendo uso somente de dois dados físico-químicos, não utilizando a solubilidade em água, constante de Henry e meia-vida de hidrólise dos compostos (MARQUES et al., 2019). Segundo os critérios de classificação do índice proposto por Gustafson (1989), pesticidas com $GUS < 1,8$ são considerados não lixiviáveis, já índices superiores a 2,8 representam produtos lixiviáveis, contudo, valores entre 1,8 e 2,8 são considerados intermediários. Todavia, GUS traz uma deficiência devido à dificuldade de interpretação, por apresentar valores negativos para pesticidas com coeficiente de sorção alto e/ou DT_{50} (SPADOTO, 2002).

Um novo método proposto por Spadoto (2002), denominado índice LIX, 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 sofrer uma análise mais criteriosa sobre suas características lixivadoras. Portanto, o índice LIX foi o método escolhido para esse estudo. Este índice identifica herbicidas não lixiviáveis ($LIX = 0$) e lixiviáveis ($LIX \geq 0,1 - 1,0$) (SPADOTO, 2002). Sua fórmula estabelece o (k) como taxa constante de proporcionalidade do pesticida no solo e ao coeficiente de sorção normalizado em relação ao teor de carbono orgânico K_{oc} (Quadro 1).

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 transportando 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, não sofrendo influências da mineralogia, teor de matéria orgânica e pH do solo (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). O potencial de volatilidade de um pesticida, pode ser calculado como a taxa de perda no campo usando a fórmula simplificada descrita por Alister e Kogan (2006) (Quadro 1).

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 DL_{50} 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 índice de risco ambiental (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) (DT ₅₀ , dias)	Dose (D)* (kg i.a. ha ⁻¹)	Lixiviação (L) Índice LIX	Volatilidade (V) (mmHg)	Perfil Toxicológico (PT)
Baixo	1	≤ 30	≤ 1	≤ 0,09	≤ 10 ⁻⁶	≤ 8
Médio	2	30 ≤ 60	1 ≤ 2	0,09 ≤ 0,25	10 ⁻⁶ ≤ 10 ⁻⁵	8 ≤ 14
Alto	3	60 < 90	2 < 3	0,25 < 0,5	10 ⁻⁵ < 10 ⁻⁴	14 < 20
Muito alto	4	≥ 90	≥ 4	≥ 0,5	≥ 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 K_{ow} , Rfd , DL_{50} 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					
		K_{ow} Log K_{ow}	Rfd mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	DL_{50} mg kg ⁻¹	CL_{50} Ave mg L ⁻¹	DL_{50} Abelha µg ab ⁻¹	CL_{50} Peixe mg L ⁻¹
Baixo	1	≤ 1	≥ 0,1	≥ 4000	≥ 5000	≥ 100	≥ 100
Médio	2	1 ≤ 2	0,1 ≥ 0,01	4000 ≥ 400	5000 ≥ 500	100 ≥ 50	100 ≥ 50
Alto	3	2 > 3	0,01 > 0,001	400 > 40	500 > 50	50 > 25	50 > 10
Muito alto	4	≥ 3	≤ 0,001	≤ 40	≤ 50	≤ 25	≤ 10

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

O coeficiente octanol-água (K_{ow}) 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). Quanto menores são os valores da Rfd maior o risco gerado para uma população que é exposta diariamente a um determinado composto (ALISTER, KOGAN, 2006). 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*. Quanto mais tóxico for o pesticida, menor será a DL₅₀ necessária para causar a morte de 50% da população (FORTE et al., 2018).

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). Essas características meteorológicas ao longo do ano de 2022, são importantes para dar suporte a discussão do estudo.

Tabela 3. Local das estações meteorológicas utilizadas 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, 2022.

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 Mato Grosso, sendo comparados através de tabelas, ordenados conforme sua utilização e risco apresentado ao ambiente onde o mesmo é utilizado.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os herbicidas mais utilizados ao longo dos três anos avaliados (2020, 2021 e 2022) para o controle de plantas daninhas 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, de acordo com os dados disponibilizado pelo Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso (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). Por isso, para fins de discussão essas culturas serão consideradas as principais consumidoras de herbicidas no estado.

Do total dos i.a. avaliados, 54,7% (atrazine, S-metolachlor, trifluralin, glufosinate-ammonium, clomazone, diuron, fomesafen, sulfentrazone, carfentrazone-ethyl, triclopyr, clorasulam-methyl, flumiclorac-pentyl, diclosulam, quizalofop-ethyl, lactofen, fenoxaprop-p-ethyl, pendimethalin, fluazifop-p-butyl, metribuzin, dicamba, isoxaflutol, fenoxaprop-p-ethyl e amicarbazone) possuem classificação ambiental II, que indica produto muito perigoso, com grau elevado de toxicidade para algas, animais aquáticos, abelhas e outros insetos benéficos (AGROFIT, 2023). Enquanto que 45,3% (glyphosate, 2,4-D, clethodim, diquat, haloxifop-methyl, flumioxazin, imazethapyr, mesotrione, chlorimuron-ethyl, MSMA, pyroxasulfone, pyriproxyfen-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 para que metade do aplicado inicialmente seja degradado/dissipado pela metade no ambiente. Por outro lado, a menor taxa de degradação foi para a imazethapyr com DT₅₀ de 513 dias. De acordo com Carvalho

(2013), o $DT_{50} < 30$ dias classifica os pesticidas como não persistentes, entre 30 - 100 medianamente persistente, de 100 a 365 dias persistente e o $DT_{50} > 365$ dias caracteriza um pesticida como muito persistente.

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	ACCase	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-amonniun	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
Haloxyp-methyl	ACCase	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-penthy	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	ACCase	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
Pyrithiobac-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	ACCase	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	ACCase	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). 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;

Dessa forma, 59,52% dos herbicidas analisados (glyphosate, clomazone, S-metolachlor, glufosinate-ammonium, 2,4-D, clethodim, piroxasulfone, carfentrazone-ethyl, diquat, flumioxazin, quizalofop-ethyl, nicosulfuron, haloxifop-methyl, lactofen, metsulfuron-methyl, mesotrione, triclopyr, fluroxypyr, fluazifop-p-butyl, dicamba, saflufenacil, isoxaflutol, fenoxaprop-p-ethyl, metribuzin e cloransulam-methyl) se comportam como não persistentes ($DT_{50} < 30$ dias). O pyriithiobac-sodium, fomesafen, atrazine, trifloxysulfuron-sodium, chlorimuron-ethyl, diclosulam, flumiclorac-pentyl, amicarbazone e simazine, formaram 21,42% e são considerados mediantemente persistentes ($DT_{50} > 30$ e < 100 dias). Enquanto trifluralin, diuron, pendimethalin, MSMA, imazaquin e imazapic, representaram 14,28% e são classificados como persistentes no solo, com DT_{50} 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 (K_{oc}), o mesmo indica a sorção relativa do pesticida no solo, e, quando esse valor é alto, a sorção será alta, logo, pesticidas com o K_{oc} 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 $K_{oc} < 15$ 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 K_{oc} , 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 mais 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 em condições de campo (CHITOLINA et al., 2020).

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

Herbicida (i.a.)	DT ₅₀ ^a (dias)	K _{oc} ^a (L Kg ⁻¹)	K ^b (1 dia)	Pressão de Vapor ^a (mmHg)	Índice ^c LIX	Dose ^d (kg i.a./ha)	Sw* (mg L ⁻¹)	Classificação da Sw*	pK _a / pK _b	Ionização
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-amonniun	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 ⁻⁰⁶	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 x 10 ⁻³	-	0,14	728000	Alta	2,34	Ácido forte
Flumioxazin	21,9	889	0,03164	3,21 x 10 ⁻⁴	0,0000	0,05	0,786	Baixa	-	Não ionizavel
Pendimethalin	182,3	17491	0,00380	1,33 x 10 ⁻⁵	0,0000	1,60	0,33	Baixa	2,8	Ácido forte
Quizalofop-ethyl	0,4	510	1,73250	4,0 x 10 ⁻⁵	0,0000	0,08	0,61	Baixa	1,25	Ácido forte
Nicosulfuron	16,4	30	0,04226	4,8 x 10 ⁻⁸	0,2815	0,06	7500	Alta	4,78	Ácido fraco
Fomesafen	86	50	0,00806	1,33 x 10 ⁻⁵	0,0000	0,38	50	Moderada	2,83	Ácido forte
MSMA	200	7000	0,00347	1,5 x 10 ⁻³	0,0000	2,88	580000	Alta	9,02	Ácido fraco
Haloxifop-methyl	0,5	47	1,38600	1,7 x 10 ⁻⁵	0,0000	0,06	7,9	Baixa	-	Não ionizavel
Atrazine	66	100	0,01050	3,87 x 10 ⁻⁵	0,3490	2,50	35	Baixa	1,7	Base Muito Fraca
Sulfentrazone	400	43	0,00173	1,07 x 10 ⁻⁷	0,9280	0,60	780	Alta	6,56	Ácido fraco
Trifloxysulfuron-sodium	70	306	0,00990	1,0 x 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 DT₅₀ 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 mg L^{-1} = moderada; > 500 = alta solubilidade.

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 K_{oc} 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” ou “runoff”, do que a sulfentrazone, imazethapyr e imazaquin, que teriam maior potencial 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 biotectado 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 do que solos argilosos.

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).

Nesse sentido, o pK_a nada mais é que a constante de ionização ácida, ou seja, valor do pH no qual a ionização é máxima, representada pelo valor do mesmo, em que as frações não ionizada e ionizada estão em equilíbrio. Dessa forma, segundo Oliveira Jr. et al. (2022), herbicidas ácidos podem ser considerados fortes se o pK_a for menor que 3,0; fracos se o pK_a estiver entre 3,0 e 9,0; e muito fracos se o pK_a for maior que 9,0. Com relação às bases, são consideradas fortes se pK_a maior que 9,0; fracas entre 3,0 e 9,0 e muito fracas pK_a menor que 3,0 (Tabela 5).

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 do 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, vale destacar que a temperatura média mensal está sempre acima de 20°C e muito próxima de 30°C em média, nos períodos de abril, março, agosto, setembro e outubro (Figura1), 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, vale ressaltar, 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.

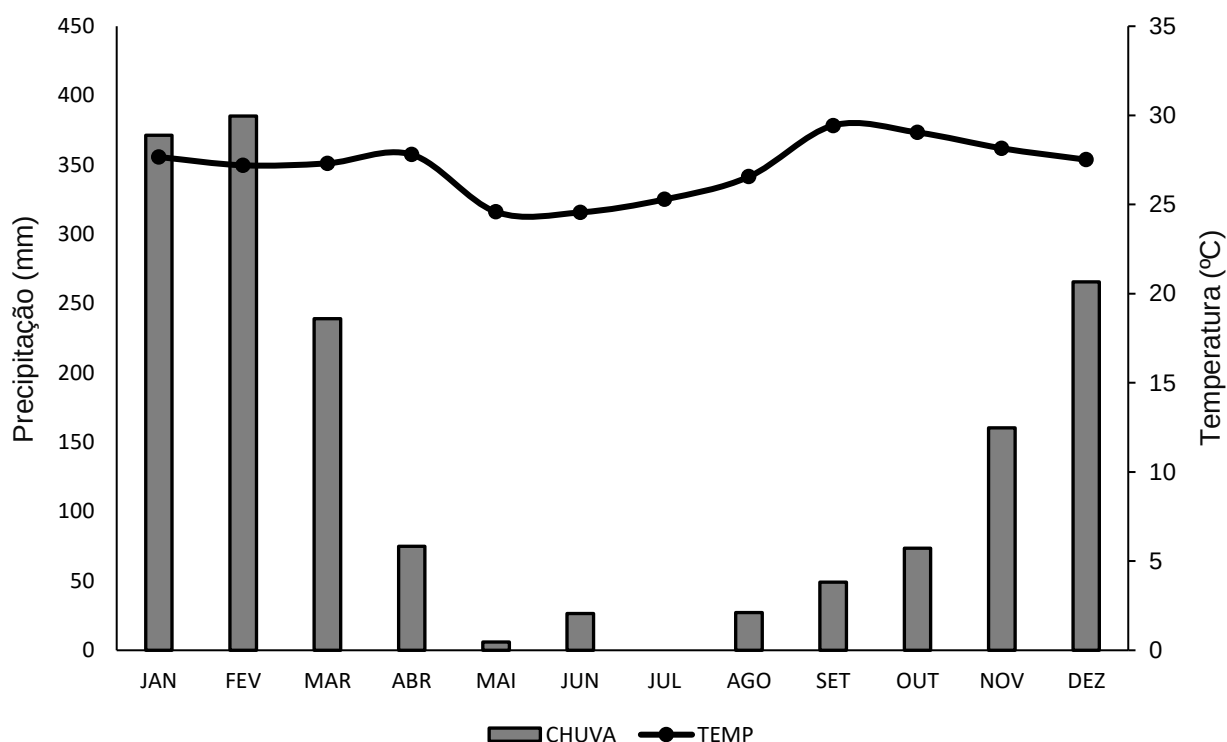


Figura 1. Médias de precipitação e temperatura das 11 estações avaliadas no ano de 2022, no estado do Mato Grosso. Fonte: INMET (2023).

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). 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 4ª 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. apresentam valores iguais ou muito próximos à zero, que representa potencial mínimo de L (Tabela 5). Essa característica indica a mobilidade vertical dos pesticidas no solo, sendo influenciada diretamente pelo K_{oc} , que é usado juntamente com o K para estimar a L.

Dessa forma, é importante notar que os 13 herbicidas com potencial de lixiviação, apresentam algum nível de mobilidade (móvel e moderadamente móvel) quando analisado o K_{oc} 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 (S_w), coeficiente de partição octonal-água (K_{ow}), e pressão de vapor (P), além das condições ambientais relacionadas ao clima, sendo a precipitação um dos principais fatores, bem como a temperatura média, além do tipo de solo (pH, teor de matéria orgânica e argila), topografia do terreno e às práticas de manejo de solo adotadas no local (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, no estado do Mato Grosso, os 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 (S_w), 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 S_w , menor a tendência de volatilização do herbicida (CHRISTOFFOLETI et al., 2008). Em contrapartida, quanto mais alto o valor do S_w do herbicida aliado ao baixo valor de K_{oc} , 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 (K_{oc} 39,3 L Kg⁻¹), imazaquin (K_{oc} 20 L Kg⁻¹), e metribuzin (K_{oc} 60 L Kg⁻¹), que apresentaram alta S_w e baixo K_{oc} , 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, pelo índice LIX, 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 apresentam algumas barreiras para lixiviar. Amarante Junior et al. (2002) observaram que o 2,4-D apresentou maior adsorção a matéria orgânica (M.O.) do solo estudado, do que a outros tipos de solo, o que potencialmente reduziu a tendência de lixiviação. Para Gaultiera et al. (2008), a dinâmica dos herbicidas auxínicos é influenciada pelo teor de M.O. no solo, aumentando o potencial solvente e reduzindo o risco de lixiviação. Segundo Feitosa et al. (2023), o 2,4-D apresenta alta solubilidade no solo e baixo K_{oc} , apresentando um pK_a igual a 2,8, portanto, se o pH do solo for maior que o pK_a , o pesticida se apresenta em sua forma aniônica, ou seja, menor sorção do mesmo ao solo, facilitando sua lixiviação.

Em trabalho realizado por Silva Jr. et al. (2015), o metribuzin, sob uma precipitação normal em solo argiloso, se mostrou susceptível a ser carreado 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. O metribuzin apresentou baixa persistência no solo, tanto em textura arenosa (Neossolo Quartzarênico) como argilosa (Lactossolo Vermelho) utilizando diferentes doses, contudo, em solos arenosos, a persistência não teve influência das doses e nem do intervalo de semeadura do bioindicador utilizado (BEN et al., 2013).

Além das propriedades físico-químicas, foram coletados também os parâmetros toxicológicos dos herbicidas, que inclui o K_{ow} , dose de referência (Rfd), dose letal (DL_{50}) 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), que será discutido adiante e usado no Índice de Risco Ambiental (IRA).

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

Ingrediente ativo (i.a.)	Log* <i>Kow</i>	<i>DL</i> ₅₀ * mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	<i>Rfd</i> * Dérmica mg kg ⁻¹	Toxicologia Animal		
				Ave ^a	Abelha ^b	Peixe ^c
				<i>DL</i> ₅₀ * mg kg ⁻¹	<i>CL</i> ₅₀ * µg ab ⁻¹	<i>DL</i> 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-pentyl	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.

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), isso significa que, entre os herbicidas avaliados, estes são os mais tóxicos aos animais, ficando próximos à pontuação máxima de 24. Entre os fatores que influenciaram essa nota estão o Log K_{ow} , 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-buthyl (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 K_{ow} dos i.a., logo, herbicidas que apresentam um menor Log K_{ow} , possuem uma maior afinidade com a água, portanto mais solúveis (maior hidrofobicidade), ao contrário dos pesticidas que apresentam maior Log K_{ow} (menor hidrofobicidade), podendo mais facilmente serem acumulados no ambiente (MERCADO-BORRAYO et al., 2015). Para os mesmos autores, compostos com valores de Log $K_{ow} \geq 3$ indicam que eles se apresentam altamente hidrofóbicos, ou seja, há tendência das moléculas evitarem a água. Essa característica é confirmada em 18 i.a. dos principais herbicidas utilizados no estado do 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-buthyl, 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, 2019).

Em ambiente aquático, estudo realizado por Gómez-Beltrán et al. (2021) demonstraram que o glyphosate (log $K_{ow} = -1,6$) 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 peixe (*Danio rerio*) expostos por um período de 15 dias, a concentração de 65 mg L⁻¹ de glyphosate. Segundo Hermansen et al. (2020), o glyphosate apresenta alta sorção ao solo podendo permanecer por um tempo maior na superfície. Quando ligado a outros compostos, pode ser lixiviado para ambientes aquáticos, favorecendo a contaminação (COUPE et al., 2012).

Atrazine (log K_{ow} = 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). Em estudo realizado por Loro et al. (2015), foi detectada concentração da atrazine nos dois ambientes aquáticos e épocas avaliadas, ficando acima da concentração máxima permitida pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente, o que apresenta riscos, porém demonstram que os peixes (*Astyanax jacuhiensis*) sobrevivem a mudanças, induzindo estratégias de sobrevivência contra estresses ambientais.

Rocha et al. (2013) realizou estudo com peixes da região de Morrinhos (GO), com diversos pesticidas. Dentre os herbicidas, atrazine, diuron, metribuzin e o S-metolachlor constaram nas amostras de peixes, ficando os resíduos abaixo do permitido. Porém, a atrazine, diferentemente dos demais pesticidas avaliados, foi encontrado em duas amostras de águas subterrâneas. 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), o que indica a possibilidade de estar presente nas águas subterrâneas do estado.

Em aves os efeitos dos pesticidas são variáveis (UMAR et al., 2021). 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).

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

Ingrediente Ativo (i.a.)	Mecanismo de Ação	Log <i>k_{ow}</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-amonniun	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: $PT = K_{ow} + Rfd + LD_{50} + AT$. 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.

Na análise geral, o PT variou de 7 a 20 pontos (Tabela 7), sendo 53,33% dos herbicidas com alta ou muita alta toxicidade, dentre os mais utilizados no estado do 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 K_{ow} (3) e DL₅₀ (3). Mendes et al. (2019) observaram que a atrazine apresentou baixa mobilidade no perfil do solo, permanecendo na camada de 0-10 cm, não apresentando potencial para contaminação do lençol freático, mas que pode ocorrer altas concentrações do herbicida nas águas de enxurradas. 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 apresenta grau de severidade baixo (1) para abelhas *Apis mellifera*, no entanto, Hebert et al. (2014) observaram que essa molécula interfere na capacidade gustativa e no desempenho de aprendizagem dos indivíduos, porém não interfere na atividade locomotora das abelhas. 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 a capacidade cognitiva das mesmas. Em condições controladas de laboratório, Farina et al. (2019) observaram efeitos sutis nas habilidades cognitivas e sensoriais das abelhas em decorrência da exposição ao glyphosate.

Conforme Abdala et al. (2016), o glyphosate pode comprometer a atividade de polinização das abelhas, visto que, o mesmo causa alterações nos tecidos musculares, comprometendo os sarcômeros das abelhas. Devido a grandes áreas com cultivo de soja, milho e algodão no estado de Mato Grosso e o grande volume de glyphosate utilizado nos últimos três anos, que representa 66,8% do volume de herbicidas comercializado, o risco de contaminação de colmeias é bastante

significativo, mesmo o glyphosate apresentando perfil toxicológico relativamente de menor impacto (PT=10) (Tabela 7).

Os pesticidas podem ser encontrados em grãos de pólen, o que representa problemas para as abelhas. Segundo Pettis et al. (2013), analisando pólen em diferentes áreas cultivadas dos Estados Unidos, observaram que, em 23,6% de todas as amostras analisadas foi detectada a presença de herbicidas. O uso de herbicidas como glyphosate e 2,4-D deve ser monitorado e acompanhado, pois apresentam certos riscos para insetos benéficos e sua aplicação deve ser realizada em horários os quais atinjam o menor número de indivíduos no campo (MONQUERO e OLIVEIRA, 2018). No caso do herbicida clethodim (18), há um alto perfil toxicológico, quando comparado aos demais herbicidas utilizados no estado do 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 CL_{50} (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), de acordo com a estimativa de seu risco ambiental.

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.

O glyphosate é um herbicida que apresenta como modo de ação a inibição da EPSPs enzima 5-enolpiruvilshikimato-3-fosfato sintase, amplamente usado no controle de plantas daninhas, sendo 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. nas últimas três safras (Tabela 4). O glyphosate apresenta o IRA 15, ficando entre os sete herbicidas de maior valor, apresentando alta DL_{50} 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 e FUENTES PONCE, 2022).

Dessa forma, o glyphosate apresenta baixa persistência no solo, no entanto, em ambientes aquáticos é mais persistente, por ser solúvel em água e apresentar certa volatilidade, pode ser moderadamente tóxico a organismos aquáticos, abelhas, pássaros e microorganismos do solo (LEWIS et al., 2016). No que tange a capacidade de lixiviar e contaminar ambientes aquáticos, Marques et al. (2019) também constataram o risco do glyphosate, assim como outros compostos, de contaminar recursos hídricos subterrâneos, sugerindo atenção quanto à utilização. Talvez o maior problema do glyphosate não seja ele mesmo, mas o seu principal metabólito (AMPA).

Neste sentido essas informações corroboram com estudo realizado por Herrera et al. (2016), o qual destaca o glyphosate em uma ampla faixa letal de concentração para crustáceos, obtendo uma faixa letal de CL_{50} de 5,3 a 930 mg L⁻¹ para *Daphnia ssp* e *Gammarus ssp*. Diante disso, pelo grande volume utilizado nas últimas três safras deste i.a. e pelo período de aplicação no Mato Grosso, que ocorre na estação chuvosa que vai de outubro a abril (Figura 1), mesmo a lixiviação (L) sendo baixa, o risco de ocorrer transportes superficiais se intensifica, aumentando também os problemas ao ecossistema.

A degradação mais comum do glyphosate envolve a conversão do mesmo em ácido aminometilfosfônico (AMPA) como principal metabolito, pela ação de enzimas como as oxidoredutases e transaminases e do ácido glioxílico (ANDRIGHETTI et al., 2014). Os autores evidenciaram ainda que o glyphosate foi utilizado como fonte de nutrientes pela microbiota do solo, especificamente fungos e actinomicetos.

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 e 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 K_{ow} 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.

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. Devido aos efeitos adversos a saúde, esse i.a. já é proibido em alguns países como, por exemplo os da União Européia, porém, no Brasil e China, ainda é amplamente usado (CECILIA e MAGGI, 2016). Seu perfil toxicológico elevado se dá pela sua DL₅₀ alta (3) e toxicologia elevada, principalmente para peixes e abelhas (Tabela 7). Paulino et al. (2012) observaram que atrazine provocou um estress oxidativo das brânquias de peixes da espécie *Prochilodus lineatus* quando expostos a esse herbicida. Da mesma forma, Tillit et al. (2010) observaram lesões neurológicas em peixes, quando os mesmos foram expostos a atrazine. Já García et al. (2012) constataram, em uma amostra de leite de fórmula infantil, concentração de atrazine em níveis maiores que o permitido, mostrando que esse i.a. apresenta um grau de importância elevado quanto ao IRA.

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*
Atrazine	FS II	3	3	2	3	3	33
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-amonnium	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).

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 2), 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., 2018). Mesma constatação foi observada por Suhl et al. (2016) em água potável do estado de Kentucky nos EUA, com algumas variações durante os anos e durante épocas do ano, quanto à concentração de atrazine.

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. Simazine é facilmente encontrado em águas subterrâneas na Austrália, Europa e EUA (VELISEK et al., 2012). 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 comercializado.

A partir das informações disponíveis na literatura, é possível identificar que o MSMA apresenta algumas fontes de exposição. No Canadá e EUA essa molécula era aplicada para controle de besouros em pinheiros e o acúmulo de traço desse i.a. nesses insetos, os quais são predados por aves, pode ocasionar um potencial impacto para o ecossistema (MORRISEY et al., 2007). Já no solo, ao analisarem diversos substratos, Feng et al. (2005) 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, que pertence ao grupo químico das ureias, atuando na planta por meio da inibição da fotossíntese no fotosistema II, 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 (SAALAN et al., 2019). Esse i.a. é regularmente encontrado no ambiente devido a sua alta persistência (GEORGIN et al., 2022).

A alta persistência do diuron pode estar relacionada com a tempo de meia-vida no solo (DT_{50}) 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.

Dessa forma, em ambiente aquático, Ikefuti et al. (2022), avaliando o risco ambiental da mistura de diuron + hexazinone, para a espécie de peixes *Hyphessobrycon eques* observaram, nas primeiras 24 h, um aumento do batimento opercular e hiperatividade dos peixes, e, após as 48 h, no fundo do aquário ou na interface da água-ar, letargia e hipoatividade, sendo a concentração letal de 390,85 mg L⁻¹. Nesse sentido, diuron apresenta uma toxicologia muito alta, principalmente para peixes e abelhas, o que contribui juntamente com a sua persistência e dose (D) para um dos maiores IRA encontrados.

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 K_{ow} 5,27 para a trifluralin e K_{ow} 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 DT_{50} 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 (DT_{50}) 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 (S_w 24.300 mg L⁻¹) (Tabela 5). Para Bester et al. (2020), à alta solubilidade em água do 2,4-D contribui para maior tendência de ser removido do solo e carregado por água da chuva para copos d'água. Baumgartner et al. (2017), trabalhando com detecção de 2,4-D no solo após 12 meses da aplicação, observaram que houve variação de um local pra o outro

na mesma área, sendo identificados pontos sem a presença do i.a.

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, diferentes de organismos de solo, aves e abelhas, apresentando-se pouco tóxico. Em experimentos conduzidos com ratos, a admissão aguda e crônicas de 2,4-D por períodos de 15 e 42 dias, respectivamente, em doses de 2,5 e 5,0 mg kg dia⁻¹, não foi observada mortalidade significativa, porém na dose de 5,0 mg kg dia⁻¹, durante 60 dias, foi observada a interferência na expressão neural, sendo considerado efeito tóxico (DIAMANTE et al., 2014). 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). Em trabalho realizado por Gazziero et al. (2022), a utilização de produtos protetores de volatilidade, junto ao dicamba, auxiliam na diminuição do risco de fitotoxicidade e danos ocasionados por esse i.a. às culturas não alvo. 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 K_{oc}, 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 DL_{50} .

Sulfentrazone apresenta IRA 11, com características no ambiente muito semelhantes ao imazapic, porém menor volatilidade e maior perfil toxicológico para peixes e abelhas. Sua DT_{50} 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 lixiviado 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. Segundo Schreiber et al. (2013), em trabalho realizado com clomazone, independente da formulação, observaram que as plantas de sorgo, milho e arroz apresentaram baixa tolerância a esse herbicida em fase de vapor. No contexto relacionado ao perfil toxicológico, Miron et al. (2005) constataram que a DL_{50} 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. Dessa forma, o monitoramento da temperatura durante a aplicação do clomazone deve ser considerada.

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 S-metolachlor é um herbicida do grupo químico clorocetamidas, atuando na inibição da divisão celular na planta. O valor alto do perfil toxicológico do S-metolachlor (PT =3) apresenta maiores toxicidades para abelhas e peixes. Em trabalho realizado por Brunetti et al. (2017), em ambiente aquático, a DL_{50} em 48 h do S-metolachlor, para peixes (*Hyphessobrycon eques*) foi 9,15 ml L⁻¹, sendo classificado como moderadamente tóxico. Segundo estudo realizado por Fernandes 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 K_{ow} alto (Tabela 6), indica que o escoamento superficial (*runoff*) pode ocorrer mais facilmente, principalmente nos meses de novembro a março, quando ocorrem os maiores acumulados de chuva no estado (Figura 1).

O diquat é um herbicida inibidor de fotossistema I, do grupo químico das pirimidinadiona, de grande utilização no Mato Grosso. Apresenta uma persistência mediana no ambiente devido à sua DT_{50} de 30 dias, porém com perfil toxicológico alto, devido a sua DL_{50} e Log K_{ow} 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, a viabilidade e a dinâmica desses polinizadores.

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). Para Milhome et al. (2009), devido a sua menor lipoficidade, existe um risco maior de contaminação do diquat em águas superficiais, podendo permanecer por mais tempo em ambiente aquático quando esse for atingido.

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 herbicida clethodim pertence ao grupo químico das ciclohexanodionas e atua na síntese lipídica (ACCase), sendo 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 DL_{50} 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-ammonium, 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-ammonium apresenta IRA (6), devido à sua baixa persistência no ambiente e lixiviação, aliada a moderada volatilidade e perfil toxicológico. Nesse sentido, além do baixo índice de risco ao ambiente, Brunharo et al. (2014) destacam a eficiência no manejo de plantas daninhas, redução de custos e no volume de uso de herbicidas.

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-penthy, 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-penthy, apresentam maior índice de $\log K_{ow}$, 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), apresentando maior DL_{50} 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 ($DT_{50} = 86$ dias), seguido pelo trifloxysulfuron-sodium ($DT_{50} = 70$ dias). Os i.a. com maior $\log K_{ow}$ 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 DL_{50} alta principalmente para peixes e abelhas.

Os herbicidas isoxaflutol, lactofen e pyroxasulfone apresentam baixos valores

para o índice de risco ambiental IRA (6). Já os herbicidas chlorimurom 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-ammonium.

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 o risco dos herbicidas avaliados aumenta, uma vez que no campo, a mesma população está sendo exposta aos pesticidas por mais de uma vez, durante o período de cultivo (BRÜHL e ZALLER, 2019).

Vale ressaltar que a mistura de herbicidas em tanque é uma prática muito frequente, podendo ocorrer ou não a possibilidade de antagonismo entre os herbicidas associados (SOUZA et al., 2023). No entanto a Normativa Nº 40, de 11 de outubro de 2018, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), no uso das suas atribuições, estabelece os critérios e procedimentos, para recomendação de mistura em tanque de pesticidas e afins (MAPA, 2018). Nesse sentido a análise individual se dá pela complexidade da dinâmica dos herbicidas no ambiente e pela toxicidade distinta diante de alvos biológicos, sendo usada enquanto há incertezas em relação às melhores abordagens para lidar com misturas nos tanques de pulverização (LEWIS et al., 2016).

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.

5 REFERÊNCIAS

ABDALA, F. C.; COSTA, M. J.; SAMPAIO, G.; CAMARGO, D. A.; PEDROSA, M.; NOGUEIRA, F. L. A. Efeito do cádmio e do glifosato na musculatura de mamangavas. **Ciência Tecnologia e Ambiente**, v. 3, n. 1, p. 66-72, 2016.

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.

AMARANTE JUNIOR, O. P.; BRITO, N. M.; SANTOS, T. C. R.; RIBEIRO, M. L. Estudo da adsorção/dessorção de 2, 4-D em solos usando técnica cromatográfica. **Eclética Química**, v. 27, p. 253-261, 2002.

ANDRIGHETTI, M. S.; NACHTIGALL, G. R.; QUEIROZ, S. C. N. D.; FERRACINI, V. L.; AYUB, M. A. Z. 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.; SILVA, T. R.; KNOPPERS, B. A.; SCHULZ-BULL, D. 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.; TISON, L.; HAHN, M. L.; GREGGERS, U.; MENZEL, R.; FARINA, W. M. 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.; SOUZA, E. G.; COELHO, S. M.; MAGGI, M. F. 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.

BEN, R.; NUNES, A. K. A.; CARDOSO, W. S.; POSSAMAI, S. C. A.; NUNES, R. M. A.; BATISTTI, M. Persistência de metribuzin em solos de texturas contrastantes. *In*: XXXIV CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 1., 2013, Florianópolis. **Anais [...]**. Florianópolis, 2013. p. 2-3.

BERNARDES, A. A.; BULHOSA, M. C. S.; GONÇALVES, F. F.; D'OCA, M. G. M.; WOLKE, S. I.; SANTOS, J. H. Z. D. Materiais SiO₂-TiO₂ para a degradação fotocatalítica de diuron. **Química Nova**, v. 34, n. 8, p. 1343-1348, 2011.

BESTER, A. U.; MELLO, M. O. B de.; MELLO, M. B DE.; CARVALHO, N. L DE,

PEREIRA, É. A.; LUCCHESI, O. A. Os efeitos das moléculas de 2, 4-D, acefato e tebuconazol sobre o meio ambiente e organismos não alvos. **Revista Monografias Ambientais**, v. 19, n. 1, p. e2, 2020.

BRITTO, F. B.; VASCO, A. N. D.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JR., A. V.; NOGUEIRA, L. C. 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.

BRÜHL, C. A.; ZALLER, J. G. O declínio da biodiversidade como consequência de uma avaliação inadequada do risco ambiental dos pesticidas. **Fronteiras na Ciência Ambiental**, v. 7, n. 1, p. 464007, 2019.

BRUNETTI, I. A.; PEREIRA, P. C.; DA SILVA CASTRO, K.; OLIVEIRA, D. C. S.; SILVA, A. F.; CORREIA, N. M.; DA CRUZ, C. Efeito ecotoxicológico dos herbicidas pendimethalin e s-metolachlor para o peixe bioindicador mato grosso (*Hyphessobrycon eques*). In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE FITOSSANIDADE, 1., 2017, Uberaba. **Anais [...]**. Uberaba, 2017. p. 12-16.

BRUNHARO, C. A. D. C. G.; CHRISTOFFOLETI, P. J.; NICOLAI, M. Aspectos do mecanismo de ação do amônio glufosinato: culturas resistentes e resistência de plantas daninhas. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 13, n. 2, p. 163-177, 2014.

CARMO, D. A.; CARMO, A. P. B.; PIRES, J. M. B.; OLIVEIRA, J. L. M. 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. Federico. Cinética dos biodecompositores de solo atrazina, deisopropilatraxina e deetilatraxina. **Revista de gestão ambiental**, v. 183, n. 3, p. 673-686, 2016.

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.

CHITOLINA, G. M.; MENDES, K. F.; ALMEIDA, C. S.; ALONSO, F. G.; JUNQUEIRA, L. V.; TORNISIELO, V. L. Influência da profundidade do solo na sorção e dessorção do hexazinona. **Planta Daninha**, v. 38, n. 4, p. e020217734, 2020.

CHRISTOFFOLETI, P. J.; LÓPEZ, O. R. F.; DAMIN, V.; CARVALHO, S. J. P.; NICOLAI, M. **Comportamento dos herbicidas aplicados ao solo na cultura da cana-de-açúcar**. 1. ed. Piracicaba, SP, ESALQ, 2008, 73 p.

COSTA, D. G.; CAMPOS, T. M. P.; LANGENBACH, T.; NUDI, A. H. 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.

COUPE, R. H.; KALKHOFF, S. J.; CAPEL, P. D.; GREGOIRE, C. Destino e transporte de glifosato e ácido aminometilfosfônico em águas superficiais de bacias agrícolas. **Ciência do Manejo de Pragas**, v. 68, n. 1, p. 16-30, 2012.

DAMALAS, C. A.; KOUTROUBAS, S. D. Exposição de agricultores a agrotóxicos: tipos de toxicidade e formas de prevenção. **Tóxicos**, v. 4, n. 1, p. 1, 2016.

DIAMANTE, N. A.; RIBEIRO, A. A.; TIBÚRCIO, V. G.; ROVIDA, A. F. S.; MARI, R. B.; STABILLE, S. R.; GERMANO, R. M. Investigação dos efeitos do ácido 2,4 diclorofenoxiacético sobre diferentes populações de neurônios mioentéricos do duodeno de ratos. **Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR**, v. 17, n. 2, p. 97-105, 2014.

DILL, G. M.; SAMMONS, R. D.; FENG, P. C. C.; KOHN, F.; KRETZMER, K.; MEHRSHIEKH, A.; BLEEKE, M.; HONEGGER, J. L.; FARMER, D.; WRIGHT, D.; HAUPFEAR, E. A. 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.

FARINA, W. M.; BALBUENA, M. S.; HEBERT, L. T.; GAÑALONS, C. M.; VAZQUEZ, D. E. Efeitos do herbicida glifosato nas habilidades sensoriais e cognitivas das abelhas: deficiências individuais com implicações para a colméia. **Insetos**, v. 10, n. 10, p. 354, 2019.

FAUSTINO, L. A.; FREITAS, M. A. M.; PASSOS, A. B. R. J.; SARAIVA, D. T.; FARIA, A. T.; SILVA, A. A.; FERREIRA, L. R. Mobilidade do sulfentrazone em solos com diferentes características físicas e químicas. **Planta Daninha**, v. 33, n. 4, p. 795-802, 2015.

FEITOSA, I. R. S.; MUNIN, N. C. G.; GOULART, B. V.; MONTAGNER, C. C. Ocorrência de pesticidas em solos argilosos e arenosos após aplicação em pastagens e cana-de-açúcar. **Química Nova**, v. 46, n. 5, p. 414-424, 2023.

FENG, M.; SCHRLAU, J. E.; SNYDER, R.; SNYDER, G. H.; CHEN, M.; CISAR, J. L.; CAI, Y. 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.; BACELO, D. E.; ROJAS, C.; ARANDA, J. F.; DUCHOWICZ, P. R. 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.

FORT, D. J.; MATHIS, M. B.; KEE, F.; WHATLING, P. Avaliação de um método de gavagem oral aguda para avaliação da toxicidade de pesticidas em anfíbios terrestres. **Toxicologia e química ambiental**, v. 37, n. 2, p. 436-450, 2018.

FRANCESCHI, M.; FELITO, R. A.; YAMASHITA, O. M.; LORENZON, J.; CARVALHO, M. A. Lixiviação do herbicida 2,4-d + picloram em latossolo vermelho-amarelo distrófico. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 22, p. 2151-2161, 2015.

GARCÍA, M. Á.; SANTAEUFEMIA, M.; MELGAR, M. J. Resíduos de triazina em leite cru e fórmulas infantis do noroeste espanhol, por extração por diálise difásica. **Toxicologia Alimentar e Química**, v. 50, n. 3-4, p. 503-510, 2012.

GAULTIERA, J.; FARENHORSTA, A.; CATHCART, J.; GORDDARD, T. 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.

GAZZIERO, D. L. P.; BARROSO, A. A. M.; ADEGAS, F. S.; KARAM, D.; SILVA, A. F.; CERDEIRA, A. L. Efeitos do protetor de volatilidade nas aplicações de Dicamba. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE SOJA, 9., 2022, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Brasília, Embrapa, 2022. p. 229.

GEORGIN, J.; FRANCO, D. S. P.; NETTO, M. S.; GAMA, B. M. V.; FERNANDES, D. P.; SEPÚLVEDA, P.; SILVA, L. F. O.; MEILI, L. Adsorção eficaz do diuron, um herbicida prejudicial, no novo carvão ativado de *Hovenia dulcis*. Colóides e superfícies A: Aspecto físico-químicos e de engenharia. **Ciência Ambiental e Pesquisa sobre Poluição**, v. 30, n. 5, p. 52498-52513, 2022.

GOMES, G. R.; PITELLI, R. A.; HENARES, M. N. P.; MACHADO, M. R. F.; DA CRUZ, C. 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.; ARGALIZ, 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.; PONTES, A. M. S.; DOMICIANO, R. S.; GUALBERTO, L. S.; GUARDA, E. A. 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.

GUSTAFSON, D. I. Pontuação de onipresença das águas subterrâneas: um método simples para avaliar a lixiviabilidade de pesticidas. **Toxicologia e Química Ambiental**, v. 8, n. 4, p. 339-357, 1989.

HEAP, I. **Banco de dados internacional de ervas daninhas resistentes a herbicidas**. On-line. Disponível em: <https://weedscience.com/Pages/Filter.aspx>. Acesso em: 22 de outubro de 2023.

HENARES, M. N. P.; CRUZ, C.; GOMES, G. R.; PITELLI, R. A.; MACHADO, M. R. F. Pesticidas: **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 17, n. 1, p. 107, 2007.

HERBERT, L. T.; VÁZQUEZ, D. E.; ARENAS, A.; FARINA, W. M. Efeitos de doses realistas de glifosato no comportamento apetitivo das abelhas. **Revista de biologia experimental**, v. 217, n. 19, p. 3457- 3464, 2014.

HERRERA, F. J.; BELTRÁN, G. K. E.; GARZÓN, G. J. A.; GONZÁLEZ, S. L.; HERRERA, R. L. M.; TORRES, C. A. F. Toxicidade aguda de uma formulação comercial de glifosato em *Poecilia reticulata* (Pisces: *Poeciliidae*) em condições de laboratório. **Elementos** 2016. v. 6, p. 91-98, 2016.

HERMANSEN, C.; NORGAARD, T.; JONGE, L. W.; MOLDRUP, P.; MÜLLER, K.; KNADEL, M. Prevendo a absorção de glifosato em solos pastoris da Nova Zelândia usando propriedades básicas do solo ou espectroscopia Vis-NIR. **Geoderma**, v. 360, p. 114009, 2020.

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.

IKEFUTI, C. V.; SILVA, A. F.; YAMAUCHI, A. K. F.; GARLICH, N.; CRUZ, C. Avaliação ecotoxicológica e risco ambiental da mistura de herbicidas hexazinona+ diuron para organismos neotropicais não-alvo. **Open Science Research**, v. 1, n. 1, p. 360-370, 2022.

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.

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.

INOUE, M. H.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; ALONSO, D. G.; SANTANA,

D. C. D. Lixiviação e degradação de diuron em dois solos de textura contrastante. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 30, supl., p. 631-638, 2008.

INOUE, M. H.; MARCHIORI JR., O.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; TORMENA, C. A. Calagem e o potencial de lixiviação de imazaquin em colunas de solo. **Planta Daninha**, v. 20, n. 1, p. 125-132, 2002.

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.; MURUSSI, C.; MENEZES, C.; LEITEMPERGER, J.; SEVERO, E.; GUERRA, L.; ZANELLA, R. 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.; RODRÍGUEZ, L. M. E.; PÉREZ, J. I.; PLATA, M. A. B. 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.; FREGONESI, B. M.; ZAGUI, G. S.; MARTINIS, B. S.; SEGURA-MUÑOZ, S. Atrazine in river water: human health risk assessment by recreational exposure. **Environmental Management and Sustainability Journal**, v. 2018, n. 7, p. 36-46, 2016.

MAPA. Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 40, de 11 de outubro de 2018**. Disponível em: <https://www.agricultura.rs.gov.br/upload/arquivos/201812/07172824-instrucao-normativa-n-40-de-11-de-outubro-de-2018-regras-complementares-a-receita-agronomica-1.pdf>. Acesso em: 20 de agosto. 2023.

MARQUES, J. G. C.; LYRA, M. R. C. C.; CARVALHO, R. M. C. M. O.; NASCIMENTO, R. M.; SILVA, J. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Comparação entre índices de potencial de lixiviação para agrotóxicos utilizados na Sub-Bacia do Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 1, p. 58-67, 2019.

MARTINAZZO, R.; DICK, D. P.; HIRSCH, M. M.; LEITE, S. B.; PERALBA, M. C. R. 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.; BRITO, I. P. F. S.; MENDES, K. F.; CARBONARI, C. A.; VELINI, E. D. 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.

MEDEIROSA, 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.; MEDEIROS, W. N.; SANTOS, L. D. T.; FERREIRA, F. A.; TIBURCIO, R. A. S.; FERREIRA, L. R. Lixiviação de sulfentrazone, isoxaflutole e oxyfluorfen no perfil de três solos. **Planta Daninha**, v. 28, n. 2, p. 385-392, 2010.

MENDES, K. F.; SHIROMA, A. T.; PIMPINATO, R. F.; REIS, M. R.; TORNISIELO, V. L. Transporte de atrazina via lixiviação em solo agrícola com adição de óleo mineral. **Planta Daninha**, v. 37, p.e019210756, 2019.

MERCADO-BORRAYO, B. M.; HEYDRICH, S. C.; PEREZ, I. R.; QUIROZ, M. H.; HILL, C. P. L. 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.

MILHOME, M. A. L.; SOUSA, D. D. O. B. D.; LIMA, F. D. A. F.; NASCIMENTO, R. F. D. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, p. 363-372, 2009.

MIRON, D. S.; CRESTANI, M.; SHETTINGER, M. R.; MORSCH, V. M.; BALDISSEOTTO, B.; TIerno, M. A.; MORAES, G.; VIEIRA, V. L. P. Efeitos dos herbicidas clomazone, quinclorac e metsulfuron metil na atividade da acetilcolinesterase no bagre prateado (*Rhamdia quelen*) (Heptapteridae). **Ecotoxicologia e Segurança Ambiental**, v. 61, n. 3, p. 398-403, 2005.

MONQUERO, P. A.; SILVA, P. V.; SILVA, A. C. H.; TABLAS, D. C.; ORZARI, I. Lixiviação e persistência dos herbicidas sulfentrazone e imazapic. **Planta Daninha**, v. 28, n. 1, p. 185-195, 2010.

MONQUERO, P. A.; OLIVEIRA, A. S. Os herbicidas causam impactos na sobrevivência e desenvolvimento de abelhas? **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 17, n. 1, p. 95-105, 2018.

MORRISSEY, C. A.; ALBERT, C. A.; DODS, P. L.; CULLEN, W. R.; LAI, V. W. M.; ELLIOT, J. E. Acúmulo de arsênico em besouros e aves florestais ocupando povoamentos infestados de besouros do pinheiro da montanha tratados com metanoarsonato monossódico. **Ciência e tecnologia ambiental**, v. 41, n. 4, p.1494-1500, 2007.

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, A. F.; MORAES, S. J. C.; LAL, R.; TIVET, F.; BRIEDIS, C.; INAGAKI, T. M.; ROMANIW, J. 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 JR., R. S.; MATTE, W. D.; SILVA, V. F. V.; RICARDO, L. L. 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, 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: Ompipax, 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.; MENDES, K. F.; BROCHADO, M. G. DA S.; LAUBE, A. F. S.; RAVE, L. A. B. 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.

PAULINO, M. G.; SOUZA, N. E. S.; FERNANDES, M. N. A exposição subcrônica á atrazine induz alterações bioquímicas e histopatológicas nas brânquias de um peixe Neotropical de água doce, *Prochilodus lineatus*. **Ecotoxicologia e segurança ambiental**, v. 80, p. 06-13, 2012.

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.

PETTIS, J. S.; LICHTENBERG, E. M.; ANDREE, M.; STITZINGER, J.; ROSE, R.; VANENGELSDORP, D. A polinização das culturas expõe as abelhas melíferas a

pesticidas, o que altera a sua susceptibilidade ao agente patogénico intestinal *Nosema ceranae*. **PloS um**, v. 8, n. 7, p. e70182, 2013.

PIRES, J. L. M.; ABI-SAAB, O. J. G.; SACHS, L. G.; OLIVEIRA, R. B.; SILVA, A. F.; LOPES, V. Efeito da umidade relativa do ar na volatilidade de herbicidas. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 4, p. 24943-24953, 2022.

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.

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.

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.; FARIA, A. T.; SILVA, G. S. da.; QUEIROS, M. E. L. R.; GUIMARÃES, F. C. N.; TIRONI, S. P.; GALON, L.; SILVA, A. A. Meia-vida do diuron em solos com diferentes atributos físicos e químicos. **Ciência Rural**, v. 43, n. 11, p. 1961–1966, 2013.

RODRÍGUEZ-AGUILAR, B. A.; MARTÍNEZ-RIVERA, L. M.; RINA-LUCANO, A. A. P.; ORTIZ-ARRONA, C. I.; HERNÁNDEZ, O. G. C. Análise de resíduos de pesticidas nas águas superficiais da bacia do rio Ayuquila-Armería, México. **Terra Latinoamericana**, v. 37, n. 2, p. 151-161, 2019.

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.; VARGAS, L.; RIZZARDI, M. A.; HALL, L.; BECKIE, H.; WOLF, T.M. **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.; FRANCISCHINI, A. C.; CONSTANTIN, J.; OLIVEIRA JR., R. S.

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 Ciencias Agrícolas**, v. 7, n. 6, p. 1237-1247, 2016.

SCHREIBER, F.; ÁVILA, L. A. D.; SCHERNER, A.; MOURA, D. D. S.; HELGUEIRA, D. B. Plantas indicadoras de clomazone na fase vapor. **Ciência Rural**, v. 43, n. 10, p. 1817-1823, 2013.

SEVERO, E. S.; MARINS, A. T.; CEREZER, C.; COSTA, D. G.; NUNES, M.; PRESTES, O. D.; ZANELA, R.; LORO, V. L. 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, C. C.; ALMEIDA, A. H. B.; FREITAS, D. V.; SILVA, F. D.; CHAGAS, P. S. F. das.; SILVA, D. V. 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 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, 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.; ALI, I.; ALOTHMAN, Z. A.; AL-WAHAIBI, L. H.; ALABDULMONEM, H. High performance removal and simulation studies of diuron pesticide in water on MWCNTs. **Journal of Molecular Liquids**, v. 289, 111039, 2019.

SOUZA, J. L.; SANTOS, J. A.; MARJOTTA-MAISTRO, M. C.; MONTEBELLO, A. E. S. Principais ingredientes ativos dos agroquímicos: comercialização e uso no Brasil. **Revista de Gestão e Secretariado**, v. 14, n. 6, p. 9842-9863, 2023.

SOUSA, U. V.; CÔRREA, F. R.; SILVA, N. F.; CAVALCANTE, W. S. S.; RIBEIRO, D. F.; RODRIGUES, E. 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.

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.

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.

SUHL, J.; GOLLA, V.; RINSKY, J. L.; HOPENHAYN, C. Atrazina na água potável de Kentucky. **Revista de saúde ambiental**. v. 79, n. 5, p. 1-11, 2016.

TAUHATA, S. B. F.; ARAÚJO, G. B. D.; ALVES, S. D. F. D. O.; MARTINS, D. N. V.; LOPES, L. S.; CASALETI, L. A controvérsia do glifosato: uma atualização. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 87, n. 1-8, p. e1002018, 2020.

TEKLU, B. M.; YAKAN, S. D.; BRINK, P. J. V. D. O uso de um modelo simples para a avaliação regulatória de risco ambiental de pesticidas na Etiópia. **Quimosfera**, v. 316, n. 2, p. 137794, 2023.

TEIXEIRA, M. F. F.; ANDRADE, L. C. L.; BIESDORF, E. M.; BIESDORF, E. M.; SOUZA, W. M.; DA PAIXÃO, G. P.; FREITAS, N. M. 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.; PAPOULIAS, D. M.; WHYTE, J. J.; RICHTER, C. A. A atrazina reduz a reprodução em peixinhos gordos (*Pimephales promelas*). **Toxicologia Aquática**, v. 99, n. 2, p. 149-159, 2010.

UMAR, M.; HUSSAIN, M.; MALONEY, S. K. Avaliação da atividade de inibição da colinesterase de pássaros que habitam áreas cultivadas e áreas protegidas expostas a pesticidas na região semiárida quente do Paquistão. **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, p. e248842, 2021.

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.

VELISEK, J.; STARA, A.; MACHOVA, J.; SVOBODOVA, Z. Efeitos da exposição prolongada à simazina em concentrações reais na carpa comum (*Cyprinus carpio* L.). **Ecotoxicologia e segurança ambiental**, v. 33, n. 2, p. 334-343, 2012.

VIEIRA, K. C.; SILVA, C. T.; SILVA, M. M.; COSTA, A. S. V. 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.; BALSAN, L.; GARCIA, B. H. Y.; UMGARO, N. D. D. A. C.; SILVA, M. O.; MIOTO, C. L.; BARBOSA, D. S. 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.

GLYPHOSATE ISOLADO E EM ASSOCIAÇÃO COM HERBICIDA PARA O CONTROLE E SELETIVIDADE DE PLANTAS DANINHAS NA CULTURA DO ALGODÃO RF

RESUMO: O algodão (*Gossypium hirsutum* L.) é uma planta produtora de fibra que demonstra elevada aptidão de cultivo no Brasil. Todavia, o desempenho da cultura é influenciado por fatores, como a interferência de plantas daninhas, principalmente em virtude das poucas opções de herbicidas seletivos a serem aplicados em pós-emergência nas cultivares de algodão com tecnologia RF. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o uso do glyphosate associado a latifolicidas, para o manejo de plantas daninhas na cultura do algodão. Para isso, foi instalado um experimento a campo, no delineamento experimental em blocos ao acaso com 13 tramentos e quatro repetições, sendo utilizada a cv. Deltapine DP1857B3RF. Os tratamentos foram compostos por pyriithiobac-sodium nas doses (36,4; 42,0 e 50,4 g i.a. ha⁻¹), trifloxysulfuron-sodium (2,25; 2,62 e 3,0 g i.a. ha⁻¹), glyphosate sal de isopropilamina e potássio (1.350 e 1.512 g i.a. ha⁻¹) utilizados de forma isolada e conjunta, com dois formatos de deposição, em área total e jato dirigido, e duas testemunhas, uma sem nenhum método de controle e outra testemunha capinada. A associação entre os herbicidas e a aplicação conjunta dos três herbicidas proporcionaram eficiência acima de 95% de controle para plantas voluntárias de soja. A mistura do pyriithiobac-sodium e trifloxysulfuron-sodium (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹), seguida por aplicações sequenciais de glyphosate (1.512 g i.a. ha⁻¹), independente da forma de deposição do herbicida, proporcionou controle acima de 95%, aos 45 dias após a primeira aplicação, para as plantas de capim-pé-de-galinha (*Eleusine indica*) e corda-de-viola (*Ipomoea* sp). Foram observados sintomas de injúrias nas plantas de algodão, com maior intensidade até os 15 dias após a aplicação (DAA), quando foi associado pyriithiobac-sodium, trifloxysulfuron-sodium e glyphosate (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹), chegando a 35,5 % das plantas afetadas. A altura da planta foi afetada inicialmente pela associação tripla entre os herbicidas pyriithiobac-sodium, trifloxysulfuron-sodium e glyphosate (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹), porém, aos 90 DAA, todos os tratamentos proporcionaram altura maior de planta que a testemunha sem intervenção com herbicida, que foi de 95,3 cm. Para peso de capulho não foi observada diferença entre os tratamentos, diferente do rendimento de fibra, sendo menor para os tratamentos em que foi associado o glyphosate ao pyriithiobac-sodium e ao trifloxysulfuron-sodium, proporcionando 38,8 e 39,1%, respectivamente. A produtividade do algodão foi influenciada pelos tratamentos onde foi aplicado trifloxysulfuron-sodium associado ao glyphosate (2,62 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) e o pyriithiobac-sodium, trifloxysulfuron-sodium e glyphosate (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹), seguidos por aplicação de glyphosate aos 43 DAE, porém todos os tratamentos foram superiores à testemunha sem aplicação de herbicida. O glyphosate aplicado de forma isolada ou em associação foi essencial para manejo de plantas daninhas, nos sistemas produtivos do algodão com tecnologia RF.

Palavras-chave: Controle químico, nível de injúria, produtividade.

THE USE OF GLYPHOSATE ISOLATED AND IN ASSOCIATION WITH HERBICIDE FOR THE CONTROL AND SELECTIVITY OF WEEDS IN COTTON CROP RF

ABSTRACT: Cotton (*Gossypium hirsutum* L.) is a fiber-producing plant that demonstrates high suitability for cultivation in Brazil. However, crop performance is influenced by factors such as weed interference, mainly due to the few options for selective herbicides to be applied post-emergence in cotton cultivars with RF technology. Therefore, the objective of this study was to evaluate the use of glyphosate associated with latifolicides, for the management of weeds in cotton crops. For this purpose, a field experiment was carried out in a randomized block design with thirteen treatments and four replications, using cv. Deltapine DP1857B3RF. The treatments were composed of pyriithobac-sodium at doses (36.4, 42.0 and 50.4 g a.i. ha⁻¹), trifloxysulfuron-sodium (2.25, 2.62 and 3.0 g a.i. ha⁻¹), glyphosate isopropylamine salt and potassium (1,350 and 1,512 g a.i. ha⁻¹) used alone and together, with two deposition formats, via canopy and protected, and two controls, one without any control method and the other weeded control. The association between the herbicides and the joint application of the three herbicides provided control efficiency above 95% for volunteer soybean plants. The mixture of pyriithobac-sodium and trifloxysulfuron-sodium (42.0 + 3.0 g a.i. ha⁻¹) followed by sequential applications of glyphosate (1,512 g a.i. ha⁻¹), regardless of the form of herbicide deposition, provided control above of 95% at 45 days after the first application for chicken-foot grass (*Eleusine indica*) and viola-corda (*Ipomoea* sp) plants. Injury symptoms were observed on cotton plants, with greater intensity up to 15 days after application (DAA), when pyriithobac-sodium, trifloxysulfuron-sodium and glyphosate (36.4 + 2.25 + 1,350 g a.i. ha⁻¹), reaching 35.5% of affected plants. Plant height was initially affected by the triple association between the herbicides pyriithobac-sodium, trifloxysulfuron-sodium and glyphosate (36.4 + 2.25 + 1,350 g a.i. ha⁻¹), but at 90 DAA, all treatments provided greater height of plant than the control without intervention with herbicide, which was 95.3 cm. For boll weight, no difference was observed between the treatments studied, unlike fiber yield, which was lower for treatments in which glyphosate was associated with pyriithobac-sodium and trifloxysulfuron-sodium, providing 38.8 and 39.1% respectively. Cotton productivity was influenced by treatments where trifloxysulfuron-sodium was applied associated with glyphosate (2.62 + 1,350 g a.i. ha⁻¹) and pyriithobac-sodium, trifloxysulfuron-sodium and glyphosate (36.4 + 2.25 + 1,350 g a.i. ha⁻¹) followed by application of glyphosate at 43 DAE, however all treatments were superior to the control without herbicide application. Glyphosate applied alone or in combination was essential for weed management in cotton production systems with RF technology.

KEYWORDS: Chemical control, injury level, productivity.

1.INTRODUÇÃO

O algodão (*Gossypium hirsutum* L.) é uma espécie que apresenta grande importância econômica, cuja produção, além de ser utilizada como matéria-prima para a confecção de ração animal e óleo vegetal, a sua fibra é essencial para a indústria têxtil, sendo o produto de maior importância e valor agregado (VASCONCELOS et al., 2016).

O cultivo do algodão possui excelente perspectiva de negócios e aumento de produção no Brasil, por apresentar boa adaptação em diversas regiões do país. Na região do Centro-Oeste brasileiro, a cultura do algodão encontra boas condições edafoclimáticas para o seu desenvolvimento e produção, com semeadura realizada entre os meses dezembro a fevereiro e a colheita efetuada de junho a julho (DANIEL et al., 2021). Esse cultivo, se configura como semeadura em segunda safra ou “safrinha”, prática essa que ocorre quase simultaneamente com a colheita da soja, cultivada anteriormente como cultura principal, ocasionando a intensificação do sistema de produção (BAIO et al., 2020).

O algodão apresenta uma desvantagem competitiva durante seu estabelecimento, por apresentar um desenvolvimento inicial lento comparado com as plantas daninhas, que podem atingir a fase adulta após os primeiros 30 dias de emergência (JOAQUIN JR. et al., 2021). O metabolismo C3 e a alta taxa de fotorrespiração, também tornam as plantas de algodão mais sensíveis aos danos causados pela interferência de plantas daninhas (BALLAMINUT, 2009).

O ciclo longo do algodão se baseia em um dos desafios para o manejo, aliado à sua baixa tolerância aos herbicidas (EMBRAPA, 2021). Dessa forma, o desenvolvimento de plantas seletivas aos herbicidas, por meio de culturas geneticamente modificadas, surgiu como necessidade, a fim de facilitar o controle químico de plantas daninhas no sistema produtivo (SILVA et al., 2016). Em Mato Grosso, a maioria das lavouras de algodão cultivadas são geneticamente modificadas, com eventos aprovados na CTNBio, oferecendo resistência ao glyphosate, entre elas o evento MON1445, Roundup Ready (RR) aprovada em 2008, GHB614 GlyTol (GLT) aprovada em 2010 e o MON88913, Roundup Ready Flex (RF) aprovada em 2011 (CARVALHO et al., 2020).

A escassez de herbicidas com aspectos de controle para folhas largas disponíveis para o algodoeiro também é um limitante, portanto a integração entre

herbicidas pré-emergentes e pós-emergentes pode resultar em melhora na performance do manejo (TOLEDO et al., 2015). No Brasil, para a cultura do algodão como opção de herbicidas seletivos registrados para aplicação em pós-emergência, com efeito sobre as espécies latifolicidas, se destacam o pyriithiobac-sodium e o trifloxysulfuron-sodium, cujo mecanismo de ação é a inibição da enzima acetolactato sintase (BRAZ et al., 2013). Já para o controle de plantas da espécie graminicidas, o uso de herbicidas inibidores da acetil-CoA carboxilase, de forma isolada ou em associação ao glyphosate, tem sido uma prática comum adotada (NUNES et al., 2021).

A sucessão soja-algodão participa da maior área de semeadura das lavouras de algodão do estado, o que requer medidas efetivas no controle de plantas daninhas, pois com o advento de tecnologia de plantas tolerantes ao glyphosate, seu uso se intensificou muito nesses sistemas de produção (CARVALHO et al., 2020, MATTE et al., 2019). Nesse sentido, os eventos transgênicos não levam à seleção de bióticos resistentes, desde que usados de forma racional, e sim à simplificação de manejos com a adoção dos mesmos eventos e herbicidas (ALBRECHT et al., 2021). Até o ano de 2023, no Brasil, foram descritas 57 espécies de plantas daninhas resistentes a herbicidas, sendo que, para o herbicida glyphosate, a frequência relatada é de 20 espécies, sendo o último relato em 2023, para a espécie *Bidens subalternans* (HEAP, 2024).

No entanto, o uso de cultivares de algodão geneticamente modificadas, com resistência durante todo seu ciclo ao glyphosate e alto potencial produtivo, vem sendo amplamente exploradas no cultivo do Cerrado (BELOT et al., 2020). Com o número reduzido de ingredientes ativos utilizados em pós-emergência nesse sistema de produção, o momento de aplicação e a dose dos herbicidas, são fatores primordiais para o efetivo controle de plantas daninhas nessas áreas (CARVALHO et al., 2020).

Com base no exposto, o objetivo desse estudo foi avaliar a seletividade e eficiência do glyphosate em pós-emergência, no controle de plantas daninhas e plantas voluntárias de soja, resistentes ao glyphosate, em diferentes doses, momentos e sistema de aplicação, na cultura do algodão com tecnologia RF.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado na região de Deciolândia, pertencente ao município de Diamantino – MT, localizada na fazenda Paiaguás, do grupo SLC Agrícola (latitude 14°04'13" S, longitude 57°26'43" O e altitude de 618 m) (Figura 1). A área de estudo possui histórico com mais de 10 anos com a produção de algodão.

Segundo o sistema Köppen, essa região possui o clima classificado como Aw, isto é, clima quente e úmido, com temperatura do mês mais frio superior a 18°C e temperatura média anual em torno de 24°C. A precipitação anual média da região varia entre 1600 à 1800 mm, concentrando-se nos meses de outubro a março (SEPLAN, 2023). Os dados climáticos durante a realização da pesquisa estão apresentados na Figura 2.

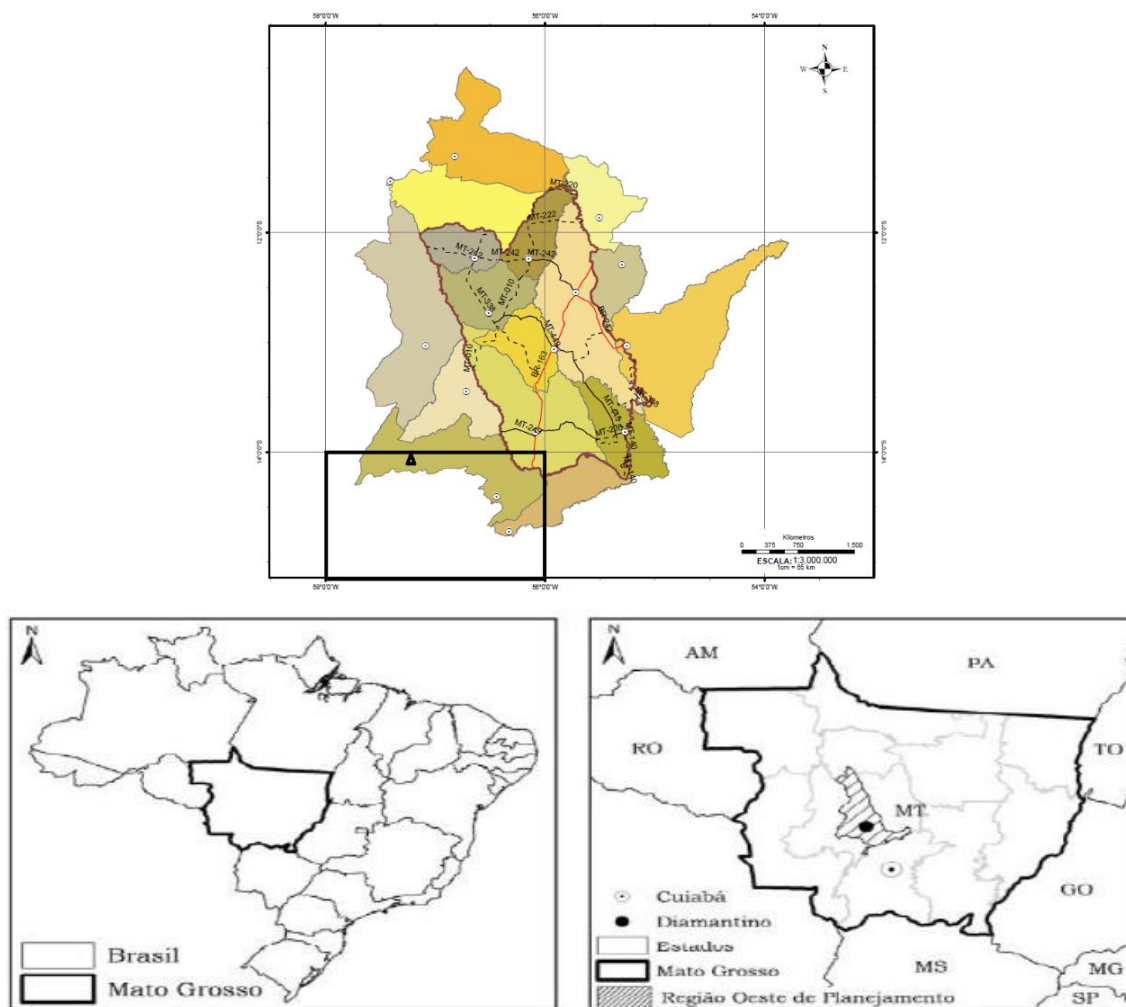


Figura 1. Mapa com a localização da área experimental, município de Diamantino -MT, latitude 14°04'13" S, longitude 57°26'43" O.

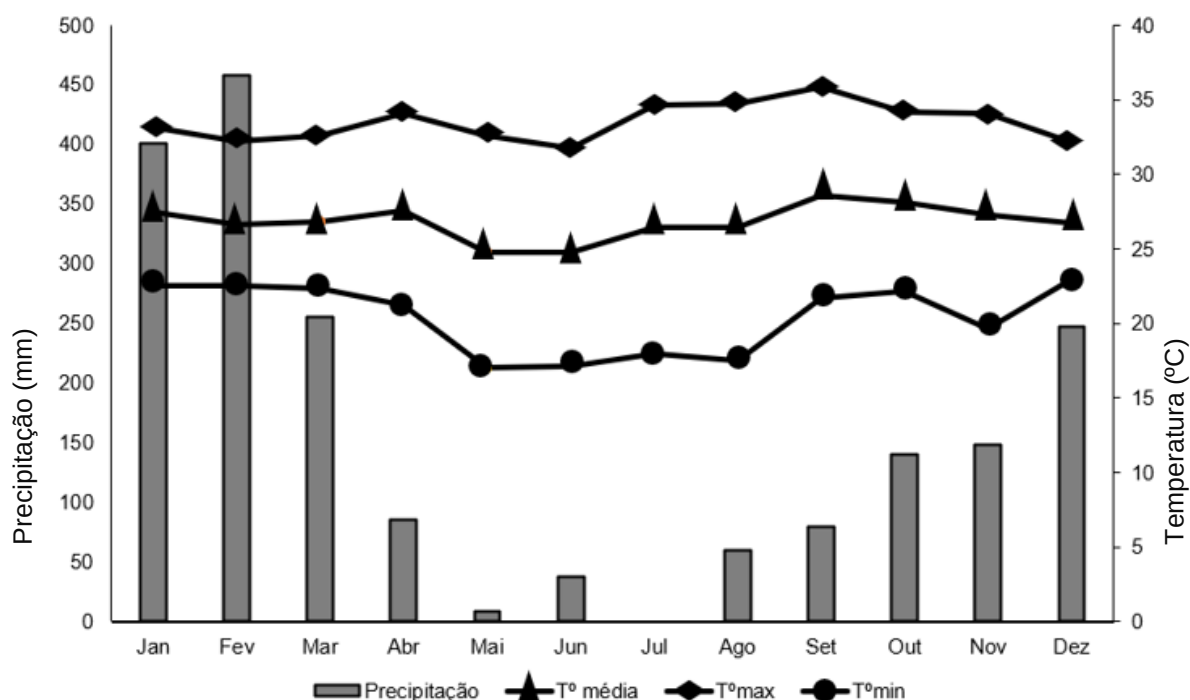


Figura 2 - Médias mensais de precipitação e temperaturas do ar (média, máxima e mínima) para o município de Diamantino - MT, entre o período de janeiro a dezembro de 2021. Fonte: Dados do Instituto Nacional de Meteorologia (2021).

Os dados climáticos durante o período de condução do experimento foram obtidos por meio da plataforma do CPTEC (Figura 2), uma vez que alguns fatores climáticos influenciam a dinâmica dos herbicidas, no controle das plantas daninhas e no potencial produtivo das culturas.

Antes da instalação do experimento, foi realizada a amostragem de solo na profundidade de 0 a 20 cm. O solo da região é caracterizado como Latossolo Vermelho, segundo a classificação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2013), sendo suas características físico-químicas descritas na Tabela 1.

Tabela 1 - Caracterização química e física da amostra de solo na área experimental, de 0-20 cm. Fazenda Paiaguas, Diamantino – MT, 2021.

pH	Al ³⁺⁺ H ⁺	Ca ²⁺⁺ Mg ²⁺	K ⁺	P	MO	V	Areia	Silte	Argila
(H ₂ O)	(cmolc dm ⁻³)		mg dm ⁻³		g dm ⁻³	(%)	g kg ⁻¹		
5,9	5,17	4,31	62,6	18,3	34,6	46,37	350	69	581

Fonte: Laboratório Agro Análise, Cuiabá MT.

O delineamento experimental utilizado foi o de bloco casualizados com 13 tratamentos e quatro repetições, sendo utilizada uma cultivar de algodão (11 métodos

de controle químico e 2 testemunhas, uma sem nenhum método de controle e outra testemunha capinada). Nos tratamentos químicos, os herbicidas utilizados foram o glyphosate aplicado de forma isolada e em associação com pyriithiobac-sodium e trifloxysulfuron-sodium em diferentes doses, manejo e épocas de aplicação (Tabela 2).

O experimento foi disposto em parcelas de 5,4 x 6,5 m, totalizando 1.825,2 m² de área útil. A cultivar de algodão utilizada foi a DP1857B3RF, de ciclo produtivo médio (160 a 170 dias), a qual oferece proteção a lepidópteros com três proteínas Bt (Cry1Ac, Cry2Ab2 e a Vip3A) e a MON88913, Roundup Ready Flex (RF), que contém cópias do gene CP4-EPSPS, efetivas para estruturas reprodutivas masculinas, podendo ser aplicado glyphosate durante seu período reprodutivo. A semeadura ocorreu no dia 09 de fevereiro de 2021, de forma mecanizada, com auxílio de uma semeadora com sistema de distribuição a vácuo, regulada para distribuir aproximadamente nove sementes por metro linear, e espaçamento de 0,9 m entre linhas.

Tabela 2. Tratamentos avaliados no experimento com plantas de algodão cultivar (cv) DP1857B3RF, submetidos à aplicação pós-emergência com pyriithiobac-sodium (PYR), trifloxysulfuron-sodium (TRI) e glyphosate (GLY).

Tratamentos	Aplicação de herbicidas em pós-emergência		
	15 DAE	28 DAE	43 DAE
	1ª Aplicação (g i.a. ha ⁻¹)	2ª Aplicação (g i.a. ha ⁻¹)	3ª Aplicação (g i.a. ha ⁻¹)
T1	Controle	Controle	Controle
T2	Capina	Capina	Capina
T3	PYR (50,4)*	GLY (1.512)*	GLY (1.512)*
T4	PYR (50,4)*	GLY (1.512)**	GLY (1.512)**
T5	TRI (2,62)*	GLY (1.512)*	GLY (1.512)*
T6	TRI (2,62)*	GLY (1.512)**	GLY (1.512)**
T7	PYR + TRI (36,4 + 2,25)*	GLY (1.512)*	GLY (1.512)*
T8	PYR + TRI (36,4 + 2,25)*	GLY (1.512)**	GLY (1.512)**
T9	PYR + TRI (42,0 + 3,0)*	GLY (1.512)*	GLY (1.512)*
T10	PYR + TRI (42,0 + 3,0)*	GLY (1.512)**	GLY (1.512)**
T11	PYR + GLY (50,4 + 1.350)*	-	GLY (1.512)*
T12	TRI + GLY (2,62 + 1.350)*	-	GLY (1.512)*
T13	PYR + TRI + GLY (36,4 + 2,25+ 1.350)*	-	GLY (1.512)*

PYR = Pyriithiobac-sodium; TRI = Trifloxysulfuron-sodium; GLY = Glyphosate; DAE = Dias após a emergência. * Aplicação em pós-emergência, em área total; **Aplicação em pós-emergência, em jato dirigido às entrelinhas. Obs: 0,5% v/v óleo mineral em todas as aplicações.

A adubação de semeadura utilizada foi MAP (11-51-00), 200 kg ha⁻¹ e cloreto de potássio (00-00-60) 200 kg ha⁻¹, distribuída à lanço próximo a semeadura e emergência das plântulas. Já o manejo de adubação em cobertura foi efetuado com a utilização de sulfato de amônio (21-00-00 + 23 S), 300 kg ha⁻¹ aplicado à lanço, aos 10 e 25 dias após a emergência (DAE), e formulado NPK (20-00-20 + 6 S) 200 kg ha⁻¹ também distribuídos a lanço em duas aplicações aos 40 e 60 DAE. Como a cultura antecessora era soja (cv. Brasmax Foco IPRO), foi realizada dessecação dois dias antes da semeadura com glyphosate + carfentrazone (1.440 + 30 g i.a. ha⁻¹) e realizada a aplicação em plante e aplique com trifluralin + diuron (1.800 + 1.000 g i.a. ha⁻¹) em pré-emergência do algodão.

A primeira aplicação foi realizada aos 15 DAE, com a utilização do pyriithiobac-sodium e trifloxysulfuron-sodium, aplicados de forma isolada e em associação entre eles e com o glyphosate. Aos 28 DAE, foi realizada a aplicação de glyphosate, exceto nos tratamentos os quais aos 15 DAE receberam esse i.a., diferindo pela forma de aplicação em pós-emergência, sendo em área total e em jato dirigido às entre linhas. Aos 43 DAE, a aplicação foi realizada em todas os tratamentos, com exceção das testemunhas, diferindo apenas no sistema de deposição do glyphosate, com a finalidade de avaliar a influência do mesmo em plantas de algodão resistentes a esse herbicida. Os demais tratos culturais seguiram o padrão da fazenda conforme as necessidades ao longo do ciclo da cultura, tais como manejos nutricional, pragas e doenças.

A modalidade de aplicação dos herbicidas foi em pós-emergência, sendo utilizado um pulverizador costal à base de CO₂ munido de seis pontas do tipo leque XR 100.02, com vazão de 120 L ha⁻¹ e pressão de 200 kPa. Na ocasião das aplicações, a temperatura média variou de 25,7 a 26,5 °C, com ventos entre 0,2 a 0,8 m s⁻¹ e umidade relativa do ar em torno de 80 a 84%. Nos tratamentos com jato dirigido, as plantas foram cobertas por um material não permeável, para evitar o contato das mesmas com o herbicida.

As avaliações visuais de controle das plantas daninhas pelos herbicidas foram realizadas aos 3, 7, 10, 15, 21, 30, 37 e 45 dias após a primeira aplicação dos tratamentos (DAA), já o nível de injúrias aos 3, 7, 10, 15 e 21 DAA, com uso de escala de notas de 0 (zero) a 100 (cem), em que 0 corresponde a nenhuma injúria nas plantas e 100 à morte de todas as plantas, de acordo com recomendação da Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas (SBPCPD, 1995).

A comunidade infestante de plantas daninhas predominante foi identificada na área experimental, conforme conhecimentos específicos e com o auxílio do manual de identificação e controle de plantas daninhas de Lorenzi (2014). As espécies encontradas com maiores frequências, totalizando mais de 95% da população, foi capim pé-de-galinha (*Eleusine indica*), corda-de-viola (*Ipomea* sp.), trapoeraba (*Commelina* ssp.) e plantas voluntárias de soja (*Glycine max*), com densidade de 14,6, 7,2, 0,8 e 9,3 plantas m² respectivamente.

A altura das plantas de algodão foi medida do nível do solo até a última folha verdadeira (maior que 2 cm de diâmetro), aos 20, 30, 40, 50 e 90 DAA, em 30 plantas devidamente marcadas, com a utilização de trena. O peso médio de capulho foi adquirido de 100 unidades da planta inteira, em gramas, por pesagem em balança de alta precisão.

A produtividade foi obtida depois da colheita de toda a área útil de todos os tratamentos do algodão (421,2 m²) e extrapolada para arrobas de algodão em caroço por hectare. O rendimento de fibra foi obtido através de 100 unidades de capulhos, beneficiadas em miniusina de 12 serras, separando a fibra do caroço, a qual foi pesada em balança de alta precisão e extrapolada para porcentagem de fibra. O resultado da produção, em arrobas de pluma por hectare, ocorreu por meio da produtividade em arrobas de algodão em caroço pelo rendimento de fibra. Todas as variáveis tiveram seus valores corrigidos para 12% de umidade.

Os dados climáticos durante o período de condução do experimento foram obtidos por meio da plataforma do CPTEC (Figura 2), uma vez que fatores climáticos influenciam a dinâmica dos herbicidas no controle das plantas daninhas. Todos os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) analisados pelo teste F e, quando significativos, as médias foram comparadas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No sistema de produção do algodão segunda safra, além do controle de plantas daninhas, o controle de plantas voluntárias de soja resistente ao glyphosate, se torna um grande desafio. Segundo Petter et al. (2016), uma planta de soja por metro, pode reduzir a produtividade de algodão em 14%, fazendo com que haja a necessidade de se adotar manejos diferentes relacionados a princípios ativos no sistema. Raimondi et al. (2017) relataram que o algodão segunda safra apresenta um período anterior a interferência (PAI) de apenas 11 dias após a emergência (DAE).

A aplicação aos 15 DAE dos herbicidas em pós-emergência teve como objetivo principal, além do controle de plantas daninhas, o controle de plantas de soja voluntárias com tecnologia Roundup Ready (RR), oriundas do sistema de semeadura que antecede o algodão. Os tratamentos que receberam a associação do pyriithiobac-sodium e trifloxysulfuron-sodium, juntamente com a associação ao glyphosate isolado ou em associação tripla, proporcionaram acima de 95% de controle aos 10 DAA-A, diferindo dos demais tratamentos (Tabela 1). O pyriithiobac-sodium (50,4 g i.a. ha⁻¹) (T3 e T4) aos 15 DAA-A proporcionou menor porcentagem de controle, em relação ao trifloxysulfuron-sodium (2,62 g i.a. ha⁻¹) (T5 e T6) e, ambos i.a., de forma isolada, foram menos eficientes no controle das plantas de soja, em comparação aos demais tratamentos associados. A associação de pyriithiobac-sodium + trifloxysulfuron-sodium (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹) (T7 e T8) aos 10 DAA-A, proporcionou eficiência acima de 95% de controle, não diferindo até aos 45 DAA-A. Nesse sentido, evidenciou-se que não há a necessidade de aumentar a dose dos herbicidas associados.

Os tratamentos que receberam a aplicação de pyriithiobac-sodium + glyphosate (50,4 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T11), trifloxysulfuron-sodium + glyphosate (2,62 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T12) e pyriithiobac-sodium + trifloxysulfuron-sodium + glyphosate (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T13) proporcionaram excelente controle de plantas de soja voluntária, com eficiência acima de 96% de controle, não diferindo a partir dos 7 DAA-A da testemunha capinada, e, aos 10 DAA-A, de (T9 e T10) até a avaliação final aos 45 DAA-A, evidenciando-se assim, efeito sinérgico entre a associação do glyphosate ao pyriithiobac-sodium e trifloxysulfuron-sodium.

Tabela 3 Controle de plantas voluntárias de soja em cultivo de algodão cultivar DP1857B3RF, submetidas a aplicação de herbicidas em pós-emergência.

Tratamentos	Controle de Plantas Voluntárias de Soja (<i>Glycine max</i>) (%)							
						30 DAA-A	37 DAA-A	45 DAA-A
	3 DAA-A	7 DAA-A	10 DAA-A	15 DAA-A	21 DAA-A	17 DAA-B	22 DAA-B	29 DAA-B
				2 DAA-B	8 DAA-B	2 DAA-C	7 DAA-C	15 DAA-C
T1	0,00 e	0,00 e	0,00 d	0,00 d	0,00 d	0,00 d	0,00 c	0,00 d
T2	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a
T3	22,50 d	64,75 d	75,50 c	86,50 c	87,25 c	89,25 c	91,25 b	91,75 b
T4	22,50 d	61,75 d	79,50 c	87,75 c	94,50 b	93,25 b	91,25 b	88,75 c
T5	27,50 c	84,75 c	84,50 b	94,25 b	93,75 b	93,75 b	94,25 b	94,25 b
T6	30,00 b	83,75 c	88,00 b	94,75 b	93,00 b	94,25 b	97,00 a	95,75 a
T7	33,00 b	92,50 b	96,00 a	100,00 a	100,00 a	99,00 a	99,00 a	98,70 a
T8	34,00 b	94,00 b	95,00 a	99,50 a	98,75 a	100,00 a	96,75 a	98,50 a
T9	32,00 b	93,75 b	98,50 a	100,00 a	99,50 a	100,00 a	100,00 a	99,50 a
T10	30,00 b	96,75 a	99,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	99,00 a
T11	36,00 b	97,25 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a
T12	31,75 b	96,00 a	96,50 a	98,75 a	97,50 a	100,00 a	99,50 a	100,00 a
T13	34,25 b	98,50 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a
F	185,50*	504,34*	291,15*	558,79*	195,98*	869,02*	446,63*	542,65*
CV (%)	9,73	2,99	3,70	2,58	4,34	4,34	2,86	2,60

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); * = Diferem pelo teste F ($p < 0,05$); DAA-A= Dias após a primeira aplicação; DAA-B= Dias após a segunda aplicação; DAA-C= Dias após a terceira aplicação; T1= Testemunha sem nenhum método de controle ; T2 = Testemunha capinada; T3 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T4 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T5 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T6 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T7 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T8 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T9 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T10 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T11 = Pyr + Gly (50,4 + 1.350 g i.a. ha⁻¹)* + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T12 = Tri + Gly (2,62 + 1350 g i.a. ha⁻¹)* + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T13 = Pyr + Tri + Gly* (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹).

Em estudo realizado por Guerra et al. (2011), a soja apresentou sensibilidade ao trifloxysulfuron-sodium e pyriithiobac-sodium nas doses de 4,3 e 22,8 g i.a. ha⁻¹, respectivamente, com plantas apresentando fitotoxicidade de 50%, sendo linear a injúria conforme o aumento das doses dos herbicidas. Segundo os autores, para cada grama de trifloxysulfuron-sodium de aumento, a fitointoxicação aumentou em 11%, já para o pyriithiobac-sodium a taxa de incremento foi de 1,2%. Por outro lado, Takahashi et al. (2020) observaram excelente resultado de controle aos 7 DAA, quando o trifloxysulfuron-sodium (3,0 g i.a. ha⁻¹) foi aplicado de forma isolada em plantas de soja voluntárias.

Segundo Lima et al. (2011), uma importante questão, a ser observada no controle de plantas voluntárias de soja em pós-emergência, é o estágio de desenvolvimento dessas plantas, pois quanto mais avançado estiver, mais tolerante as plantas se tornam a ação dos herbicidas, muitas das vezes necessitando de aumento das doses para proporcionar controle efetivo. Esse fato pode ter corroborado para a maior eficiência em menores doses observado nesse estudo, pois a soja se encontrava em estágio inicial de desenvolvimento com dois trifólios (V2). Carvalho et al. (2009) relataram que quanto maior for a planta, maior é o aparato enzimático, contribuindo para aumento da decomposição dos herbicidas, manifestando menores sintomas. Nesse sentido, Carvalho et al. (2020) obtiveram controle de plantas de soja voluntárias com tecnologia Intacta e Xtend em estágio de dois trifólios, com eficiência acima de 90%, independentemente, da cultivar de soja analisada, para os tratamentos com 2,4-D, paraquat e atrazina nas doses de 670, 400 e 1500 g i.a. ha⁻¹, respectivamente.

O controle de plantas daninhas na cultura do algodão RF, quando associados os herbicidas pyriithiobac-sodium (50,4 g i.a. ha⁻¹) e o trifloxysulfuron-sodium (2,62 g i.a. ha⁻¹) ao glyphosate (1.350 g i.a. ha⁻¹) (T11 e 12), ou mesmo a associação tripla desse i.a., (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T13), se destacaram pela rápida efetividade no controle, sendo que, aos 7 DAA-A, essas combinações não diferiram do tratamento com capina, apresentando acima de 94,75% de controle (Tabela 4). Segundo Sousa et al. (2023), o glyphosate proporciona um antagonismo entre misturas em tanque. Da mesma forma, Rezende et al. (2020) sugerem que a associação do glyphosate a outros herbicidas demonstra ser uma prática favorável para melhorar a eficiência no controle de plantas daninhas, corroborando com os resultados obtidos nesse estudo.

Tabela 4. Controle de plantas daninhas, capim pé-de-galinha (*Eleusine indica*), corda-de-violão (*Ipomoea* sp.) e trapoeraba (*Commelina* ssp.), submetidas a aplicação em pós-emergência na cultura do algodão, cultivar DP1857B3RF.

Tratamentos	Controle de Plantas Daninhas (%)							
					30 DAA-A		37 DAA-A	45 DAA-A
	3 DAA-A	7 DAA-A	10 DAA-A	15 DAA-A	21 DAA-A	17 DAA-B	24 DAA-B	32 DAA-B
				2 DAA-B	8 DAA-B	2 DAA-C	9 DAA-C	17 DAA-C
T1	0,00 d	0,00 e	0,00 f	0,00 f	0,00 f	0,00 d	0,00 c	0,00 d
T2	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a	100,00 a
T3	24,75 c	64,00 d	72,25 d	86,50 d	91,25 c	86,75 b	91,25 b	88,75 b
T4	24,00 c	63,00 d	75,25 d	90,25 c	92,00 c	82,50 c	91,25 b	87,50 b
T5	28,25 c	65,25 d	72,25 d	82,75 e	89,25 c	82,50 c	95,25 a	90,00 b
T6	28,00 c	65,50 d	68,50 e	83,00 e	93,75 b	76,75 c	92,50 b	85,50 c
T7	32,50 b	84,00 c	86,75 c	94,25 b	96,25 b	88,75 b	95,75 a	90,00 b
T8	29,75 b	85,25 c	87,00 c	94,75 b	99,50 a	81,25 c	91,25 b	85,00 c
T9	29,25 b	88,25 b	87,75 c	96,75 b	99,50 a	93,75 a	98,25 a	95,25 a
T10	31,75 b	89,50 b	91,25 b	96,25 b	100,00 a	92,50 a	96,50 a	95,25 a
T11	34,25 b	96,50 a	100,00 a	99,50 a	85,25 d	96,25 a	93,75 b	85,00 c
T12	31,50 b	94,75 a	100,00 a	96,00 b	80,25 e	93,75 a	91,25 b	81,25 c
T13	32,75 b	96,75 a	100,00 a	97,50 b	86,00 d	98,75 a	93,75 b	82,50 c
F	191,29*	386,43*	482,9*	534,48*	284,39*	160,37*	214,29*	170,32*
CV (%)	9,69	3,56	3,03	2,65	3,67	4,94	4,13	4,71

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); * = Diferem pelo teste F ($p < 0,05$); DAA-A= Dias após a primeira aplicação; DAA-B= Dias após a segunda aplicação; DAA-C= Dias após a terceira aplicação; T1= Testemunha sem nenhum método de controle; T2 = Testemunha capinada; T3 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T4 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T5 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T6 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T7 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T8 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T9 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T10 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T11 = Pyr + Gly (50,4 + 1.350 g i.a. ha⁻¹)* + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T12 = Tri + Gly (2,62 + 1.350 g i.a. ha⁻¹)* + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T13 = Pyr + Tri + Gly* (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹).

Aos 7 DAA-A, a maior dose utilizada em associação do pyritobac-sodium+ trifloxysulfuron-sodium ($42,0 + 3,0 \text{ g i.a. ha}^{-1}$) (T9 e T10) proporcionaram maior eficiência no controle de plantas daninhas comparada aos tratamentos em mesma associação com dose menor. No entanto, aos 15 DAA-A não houve diferença entre eles. A aplicação do trifloxysulfuron-sodium ($2,62 \text{ g i.a. ha}^{-1}$) (T5 e T6) de forma isolada, proporcionou menor eficiência que o pyritobac-sodium ($50,4 \text{ g i.a. ha}^{-1}$) (T3 e T4), aos 15 DAA-A, porém ambos com controle acima de 82% (Tabela 4). Raimondi et al. (2012) observaram a boa eficiência do pyritobac-sodium no controle de plantas daninhas nas doses de 42 e 56 g i.a. ha^{-1} para as espécies de *Commelina benghalensis*, *Amaranthus retroflexus*, *Ipomoea grandifolia* e *Euphorbia heterophylla*. Em estudo realizado por Silva et al. (2013), tanto o trifloxysulfuron-sodium como o pyritobac-sodium proporcionaram boa eficiência de controle de corda de viola (*Ipomoea* sp) até 15 DAA, ultrapassando 85% de eficiência.

A aplicação do glyphosate na dose de $1.512 \text{ g i.a. ha}^{-1}$ (T3 ao T10), tanto em área total como em aplicação jato dirigido, proporcionou alta eficiência de controle (>85% até os 45 DAA). No entanto, nos tratamentos que não receberam a aplicação do mesmo (T11, T12 e T13), aos 28 DAE, houve o surgimento de novos fluxos de emergência de plantas daninhas e, por não receber a aplicação do glyphosate, resultaram em menor eficiência de controle na avaliação aos 45 DAA-A, provavelmente devido ao maior estágio de desenvolvimento das plantas das espécies corda de viola (*Ipomoea* sp.) e capim pé-de-galinha (*Eleusine indica*).

Segundo Carneiro et al. (2020), o glyphosate na dose de $1.920 \text{ g i.a. ha}^{-1}$ não é recomendado para controlar corda-de-viola, devido à sua baixa eficiência sobre essa planta daninha, não ultrapassando os 25,5% de controle após 21 DAA. Esses dados vão de encontro aos de Rocha et al. (2021), no qual, em mesma data de avaliação, o glyphosate aplicado de forma isolada controlou apenas 31,25% das plantas de corda-de-viola. Já Takano et al. (2018) constataram, que o glyphosate aplicado de forma isolada proporcionou no máximo 70% de controle sobre plantas pequenas de capim pé-de-galinha até três perfilhos e 55% de controle sobre plantas em pleno estágio de desenvolvimento vegetativo. Resultados diferentes foram encontrados por Calegarim et al. (2019), trabalhando com biotipos de capim pé-de-galinha na cultura da soja, sendo que o glyphosate não surtiu efeito nas diferentes populações, provavelmente devido à resistência destas plantas, ocasionando uma redução de 88,8% na produção.

A aplicação tardia de glyphosate, segundo Fipke e Vidal (2019), necessita do

aumento de doses para obter mesmo efeito, quando a aplicação é realizada de forma precoce em estádios iniciais das plantas. O intervalo mais longo entre as aplicações e o desenvolvimento das plantas de algodão também podem ter contribuído para o resultado da última aplicação de glyphosate. Segundo Falsarelli et al. (2021), o estágio de desenvolvimento da cultura, com aumento do índice de área foliar, interfere na penetração de gotas no dossel das plantas, causando a diminuição no controle pelos herbicidas. Esse fato pode ter contribuído para a menor eficiência de controle, nos tratamentos que receberam glyphosate via aplicação protegida.

De acordo com Cavalieri et al. (2014), a associação de glyphosate com pyriithiobac-sodium e com trifloxysulfuron-sodium, aplicado aos 15 dias após a semeadura (DAS), seguido por uma aplicação aos 55 DAS de glyphosate, proporcionou excelente controle das espécies *Euphorbia heterophylla*, *Richardia brasiliensis*, *Eleusine indica* e *Alternanthera tenella*, porém não ocorreu o mesmo para a mistura tripla nas mesmas épocas para a espécie *A. tenella*. Nesse sentido, os resultados se assemelham com o encontrado nesse trabalho, pois a associação tripla entre o pyriithiobac-sodium, trifloxysulfuron-sodium e glyphosate (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T13) proporcionou 97,50% de controle aos 15 DAA-A. No entanto, com a aplicação apenas aos 43 DAE de glyphosate, o efeito foi inferior aos melhores tratamentos e capina manual, podendo estar associado ao período longo de reentrada (28 dias) e estágio mais avançado do novo fluxo de plantas daninhas.

Em estudo realizado por Mendes et al. (2020), para controle de *Digitaria insularis*, com aplicações sequenciais de glyphosate em associação com outro herbicida, houve melhor eficiência, variando de 17 a 24 dias. Este resultado pode explicar a melhor eficiência da associação do pyriithiobac-sodium + trifloxysulfuron (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹) (T9 e T10), aos 15 DAE, seguindo pela aplicação sequencial de glyphosate aos 28 e 43 DAE, com controle acima de 95% aos 45 DAA-A.

Braz et al. (2014), avaliando o residual do pyriithiobac-sodium no controle de plantas daninhas do algodoeiro, observaram atividade residual desse herbicida no solo para algumas espécies, com doses superiores a 28,0 g i.a. ha⁻¹, entre elas, *A. tenella*, *A. lividus*, *A. hybridus*, *E. heterophylla* e *Tridax procumbens*, sugerindo efeito residual para as espécies encontradas com maior frequência nesse estudo, o que pode auxiliar na redução de emergência de novos fluxos e contribuir para melhor controle T9 e T10. Segundo Takano et al. (2018), a associação entre princípios ativos se faz necessário para efetuar o controle do capim pé-de-galinha e, a utilização de

produtos residuais é determinante, pois produtos aplicados em pós-emergência são mais eficientes em plantas pequenas.

Na Tabela 5, é possível observar a diferença nos níveis de injúrias que os tratamentos causaram nas plantas de algodão em todas as épocas avaliadas, em relação aos resultados encontrados nas testemunhas (sem injúria). Os sintomas iniciaram leves aos 3 DAA-A, com manchas amareladas se acentuando ao final da primeira semana.

Os tratamentos que receberam pyriithiobac-sodium (50,4 g i.a. ha⁻¹) (T3 e T4) e trifloxysulfuron-sodium (2,62 g i.a. ha⁻¹) (T5 e T6), em aplicações isoladas, proporcionaram menor fitointoxicação nas plantas até aos 15 DAA-A. A associação de pyriithiobac-sodium + trifloxysulfuron-sodium, em diferentes doses, proporcionou maior injúria inicial até aos 15 DAA, não diferindo entre si, porém, com o aumento das doses aos 7 e 10 DAA-A, os sintomas de injúrias se acentuaram, não diferindo do tratamento que recebeu o pyriithiobac-sodium + glyphosate (50,4 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T11) após 3 DAA-A. Em um estudo realizado por Paula et al. (2020), em duas concentrações de pyriithiobac-sodium (22,4 e 42,0 g i.a. ha⁻¹), foram observados baixos níveis de injúrias na cultura durante seu ciclo, proporcionando excelente seletividade para a cultura do algodão.

Os herbicidas trifloxysulfuron-sodium + glyphosate (2,62 + 1.350 g i.a. ha⁻¹), (T12) provocaram, aos 20 DAA-A, um índice de 15% de plantas com injúrias, diferenciando de forma significativa do T11, em todos os DAA-A estudados (Tabela 5). Mesmo em concentrações menores de i.a., a adição do glyphosate ao pyriithiobac-sodium e ao trifloxysulfuron-sodium (1.350 + 36,40 + 2,25 g i.a. ha⁻¹) (T13) resultou em maior injúria de plantas, diferindo de todos os demais tratamentos, sendo observado, mesmo aos 20 DAA-A, injúria em 20% das plantas tratadas (Tabela 5). O trifloxysulfuron-sodium em aplicação isolada ou em associação ao pyriithiobac-sodium e ao glyphosate, proporcionou maior efeito fitotóxico, comparado ao pyriithiobac-sodium nas mesmas condições avaliadas (Tabela 5).

Em estudo realizado por Ferreira et al. (2009), o trifloxysulfuron-sodium proporcionou maior injúria, independente do estágio da cultura estudada, mesmo na menor dose utilizada, que foi de 5,0 g i.a. ha⁻¹. Freitas et al. (2006), utilizando cultivar convencional de algodão para herbicida (cv. Fabrika), observaram um leve amarelecimento nas plântulas ocasionado pela aplicação de 7,8 g. i.a. ha⁻¹ de trifloxysulfuron-sodium, causando 12,5% de injúrias nas plantas, afetando o

desenvolvimento inicial nas primeiras semanas após a aplicação.

Tabela 5. Injúrias em plantas de algodão, cultivar DP1857B3RF, submetidas a aplicação de herbicidas em pós-emergência.

Tratamentos	Injúrias (%)				
	3 DAA-A	7 DAA-A	10 DAA-A	15 DAA-A 2 DAA-B	20 DAA-A 7 DAA-B
T1	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a
T2	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a
T3	2,00 a	2,00 b	2,00 a	2,00 a	0,00 a
T4	2,00 a	2,00 b	2,00 a	2,00 a	0,00 a
T5	5,00 b	4,00 b	3,50 b	2,75 a	0,00 a
T6	5,25 b	4,00 b	5,00 b	2,75 a	0,00 a
T7	4,50 b	5,25 c	5,00 b	5,00 b	0,50 a
T8	4,25 b	5,00 c	8,75 c	6,25 b	0,50 a
T9	6,26 b	7,75 d	10,00 c	6,25 b	1,00 a
T10	7,50 b	7,75 d	8,75 c	6,25 b	2,25 a
T11	11,25 c	10,00 d	10,00 c	7,50 b	2,75 a
T12	27,50 d	25,00 e	22,50 d	23,87 c	15,00 b
T13	27,50 d	27,50 f	27,50 e	32,50 d	20,00 c
F	41,72*	106,44*	114,59*	85,98*	49,72*
CV (%)	35,98	22,02	19,33	27,9	56,86

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); * = Diferem pelo teste F ($p < 0,05$); DAA-A = Dias após a primeira aplicação; DAA-B = Dias após a segunda aplicação; T1 = Testemunha sem nenhum método de controle; T2 = Testemunha capinada; T3 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T4 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T5 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T6 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T7 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T8 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T9 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T10 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T11 = Pyr + Gly (50,4 + 1.350 g i.a. ha⁻¹)* + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T12 = Tri + Gly (2,62 + 1.350 g i.a. ha⁻¹)* + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T13 = Pyr + Tri + Gly* (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹).

Os efeitos da injúria dos herbicidas seletivos para a cultura do algodão, quando aplicados de forma isolada, desaparecem entre três e cinco semanas após a aplicação (THOMAS et al., 2006). Tais resultados respaldam os encontrados nesse estudo, pois mesmo em associação às maiores doses do pyriithiobac-sodium (42,0 g i.a. ha⁻¹) e trifloxysulfuron-sodium (3,0 g i.a. ha⁻¹), as injúrias após 20 DAA-A foram próximas a zero, não diferindo das testemunhas sem utilização de herbicidas.

Em estudo realizado por Braz et al. (2011), a associação entre os herbicidas glyphosate e glufosinate-amoníum com o pyriithiobac-sodium não proporcionou efeito

antagônico, o que possibilita a utilização desses em conjunto e cultivares com tecnologia GHB614 GlyTol (GLT). Provavelmente, a maior injúria às plantas de algodão observada nesse estudo esteja relacionada a potencialização entre a associação do trifloxysulfuron-sodium e o glyphosate. Segundo Kelley et al. (2004), o trifloxysulfuron-sodium, além de causar amarelecimento nas folhas, pode provocar sintomas de necrose e morte dos pontos de crescimento da planta, devido a inibição não-competitiva da enzima acetolactato sintase na rota de síntese dos aminoácidos ramificados valina, leucina e isoleucina.

As aplicações de glyphosate ($1.512 \text{ g i.a. ha}^{-1}$), aos 28 e 43 DAE, não proporcionaram efeitos visuais de fitotoxicidade entre os tratamentos. Segundo Huff et al. (2010), plantas melhoradas geneticamente, com inserção de um novo evento de transformação (MON 88913), apresentam tolerância vegetativa e reprodutiva ao glyphosate. Relatos de Arantes et al. (2015) evidenciaram injúrias iniciais, mas estas não são observadas ao longo do desenvolvimento da cultura, indicando recuperação das plantas.

Com relação à altura de plantas (Tabela 6), aos 20 e 30 DAA-A, o maior valor encontrado foi na testemunha sem aplicação (T1). Esse fato pode estar relacionado à condição de maior estiolamento das mesmas devido à competição do algodoeiro por espaço e luz. Pereira et al. (2021), estudando o efeito da população de plantas de algodão nas características de altura e diâmetro de caule, observaram que quanto maior o número de plantas por unidade de área, maiores foram os valores da altura de plantas, pois as plantas tendem a estiolar com o maior adensamento.

Ao contrário do observado nesse estudo, Silva et al. (2013) relatam que a maior altura de plantas foi encontrada nos tratamentos que apresentaram maior eficiência no controle das plantas daninhas. No mesmo sentido, Lisboa et al. (2017) constataram redução de altura e da área foliar das plantas de algodão, conforme aumentou a competição de plantas daninhas. No entanto, Rocha et al. (2012), estudando o consórcio de capim citronela (*Cymbopogon nordus* L.) com o cultivo do algodoeiro, não observaram diferença na altura das plantas cultivadas. Nesse contexto, a população de plantas daninhas presentes na área pode influenciar, de forma significativa, a altura das plantas de algodão.

Tabela 6. Altura de plantas de algodão, cultivar DP1857B3RF, submetidas a aplicação de herbicida em pós-emergência.

Tratamentos	Altura de Planta (cm)				
	20 DAA-A	30 DAA-A	40 DAA-A	50 DAA-A	90 DAA-A
	7 DAA-B	17 DAA-B	27 DAA-B	37 DAA-B	77 DAA-B
	7 DAA-B	17 DAA-B	12 DAA-C	22 DAA-C	62 DAA-C
T1	45,20 a	59,20 a	74,50 a	81,50 c	95,39 d
T2	40,30 b	50,92 b	70,25 a	94,35 a	122,39 a
T3	37,00 c	52,35 b	70,40 a	91,95 a	117,05 b
T4	37,25 c	51,65 b	67,60 a	91,85 a	116,52 b
T5	37,15 c	49,10 b	67,45 a	87,65 b	116,07 b
T6	37,25 c	50,40 b	66,90 a	90,50 a	120,95 a
T7	34,25 c	48,35 b	67,20 a	84,90 b	115,25 c
T8	36,05 c	49,00 b	66,15 a	86,50 b	117,60 b
T9	35,80 c	46,10 c	64,66 a	84,65 b	116,42 b
T10	34,35 c	48,20 b	66,00 a	87,70 b	116,77 b
T11	36,95 c	49,00 b	67,30 a	86,85 b	113,70 c
T12	29,00 d	40,10 d	61,25 a	78,25 c	115,62 b
T13	29,10 d	41,85 d	60,00 a	77,35 c	113,08 c
F	8,30	12,39	3,32	6,61	56,75
CV (%)	8,09	5,48	6,15	4,66	12,67 ns

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); * = Diferem pelo teste F ($p < 0,05$); DAA = Dias após a primeira aplicação; DAA-B = Dias após a segunda aplicação; DAA-C = Dias após a terceira aplicação; T1 = Testemunha sem nenhum método de controle; T2 = Testemunha capinada; T3 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T4 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T5 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T6 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T7 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T8 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T9 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T10 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T11 = Pyr + Gly (50,4 + 1.350 g i.a. ha⁻¹)* + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T12 = Tri + Gly (2,62 + 1.350 g i.a. ha⁻¹)* + (-)* + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T13 = Pyr + Tri + Gly* (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹).

Nas parcelas que receberam capina, foi identificada diferença na altura de plantas aos 20 DAA-A, em comparação as demais que receberam intervenção química. Esse resultado corrobora com os valores encontrado por Pellosi et al. (2019), em que a maior altura de planta de algodão foi encontrada aos 32 DAS, no tratamento livre de plantas daninhas. Entretanto, as plantas que receberam a associação de trifloxysulfuron-sodium + glyphosate (2,62 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T12) e a mistura tripla de pyriithiobac-sodium + trifloxysulfuron-sodium + glyphosate (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T13), seguida pela aplicação glyphosate (1,512 g i.a. ha⁻¹), apresentaram

menor altura de plantas nas avaliações aos 20 e 30 DAA-A, podendo estar relacionada a maior injúria inicial ocasionada por essas associações (Tabela 5).

Para Takahashi et al. (2020), os tratamentos que proporcionaram melhor controle de soja RR voluntária, também foram os tratamentos que impuseram menor taxa de crescimento às plantas de algodão. Essa informação pode ser importante para a condução das lavouras, quanto a manejo do uso de reguladores de crescimento no algodoeiro.

No que se refere em aplicações de pós-emergência em área total e jato dirigido de glyphosate, nas plantas de algodão, não foi observada diferença quanto à deposição do i.a., podendo estar relacionada com a dose utilizada e também com a tecnologia de transgênia proporcionada pelo gene (CP4) de resistência MON88913 (RF).

Durante o desenvolvimento das plantas, aos 40 DAA-A, não ocorreram diferenças na altura entre os tratamentos em estudo (Tabela 6). No entanto aos 50 DAA-A, os tratamentos com trifloxissulfuron-sodium + glyphosate (2,62 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T12) e a mistura tripla de piritiobac-sodium + trifloxissulfuron-sodium + glyphosate (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T13), seguidos pela aplicação glyphosate (1,512 g i.a. ha⁻¹), não diferiram da testemunha sem intervenção (T1), sendo identificados pela menor altura de plantas (Tabela 6).

Em avaliação final, aos 90 DAA-A, todos os tratamentos proporcionaram incremento no tamanho da planta, comparados a testemunha (T1) (Tabela 6). Segundo Dias e Santos (2023), o desenvolvimento inicial do algodão é bastante lento e o estresse por fitotoxicidade e ou competições distintas com a planta podem afetar suas características fisiológicas durante seu ciclo. Conforme Arantes et al. (2015), os danos à planta acarretados por associações de herbicidas, além de reduzir o crescimento da mesma, podem acarretar na diminuição da produtividade. Dessa forma, a competição exercida pelas plantas daninhas, inicialmente pode não ter interferido na altura, porém, ao longo do ciclo associado as aplicações de herbicidas realizadas, pode ter influenciado na altura final das plantas de algodão (Tabela 6), ainda mais por se tratar de uma cultura de ciclo longo e crescimento indeterminado.

No que se refere às variáveis de produção do algodão cv DP1857B3RF, foram evidenciadas respostas significativas para a produtividade em caroço e pluma, bem como rendimento de fibra, no entanto, para o peso de capulhos, não foi observada resposta significativa (Tabela 7). Segundo Snider e Kawakami (2014), o peso de

capulho está relacionado às características intrínsecas da cultivar e pode ser afetado pelas condições climáticas durante o ciclo de cultivo. A redução da massa de capulho, pode afetar diretamente o potencial produtivo da cultivar (WANG et al., 2016).

Para Arantes et al. (2015), a aplicação de herbicida em pré-emergência e *over the top* não influenciaram na massa de capulho e massa de pluma por capulho, corroborando com os resultados encontrados nesse estudo, pois mesmo os tratamentos que proporcionaram maior injúria e menor altura de plantas de algodão (Tabelas 5 e 6), não diferiram significativamente no peso médio de capulhos (Tabela 7). Segundo Zhao et al. (2012), se a disponibilidade hídrica no solo, luminosidade e temperatura forem baixas, o peso de capulho da planta poderá ser reduzido. Para Echer (2017), o número de nós da planta, número de capulhos e produtividade do algodão foram afetadas em condições de baixa luminosidade, embora o peso médio de capulho não sofreu influência, sugerindo maior efeito dos fatores abióticos e genéticos da cultivar, na definição do peso de capulho.

Tabela 7. Variáveis de produtividade de algodão, cultivar DP1857B3RF, submetidas a aplicação de herbicidas em pós-emergência.

Tratamentos	Peso.Capulho (g)	Produtividade @. car. ha ⁻¹	Rend. Fibra (%)	Produtividade @.fibra. ha ⁻¹
T1	3,77 a	63,42 c	41,67 a	26,41 c
T2	3,45 a	286,04 a	40,42 a	115,69 a
T3	3,57 a	274,84 a	41,10 a	113,05 a
T4	3,47 a	261,72 a	40,55 a	106,01 a
T5	3,32 a	260,95 a	40,62 a	105,99 a
T6	3,52 a	272,52 a	41,55 a	113,23 a
T7	3,65 a	260,33 a	40,87 a	106,51 a
T8	3,70 a	273,76 a	40,72 a	111,47 a
T9	3,67 a	262,03 a	40,62 a	106,54 a
T10	3,65 a	279,32 a	40,25 a	112,48 a
T11	3,52 a	263,73 a	38,87 b	102,57 a
T12	3,80 a	225,77 b	39,17 b	88,29 b
T13	3,65 a	235,77 b	40,37 a	95,20 b
F	2,00 ^{ns}	36,09*	2,3*	28,76*
CV (%)	5,3	7,77	2,70	8,74

Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); @. car. ha = arrobas em caroço hectare; @. fibra. ha = arroba em fibra hectare; T1= Testemunha sem nenhum método de controle; T2 = Testemunha capinada; T3 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T4 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T5 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T6 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T7 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T8 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T9 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T10 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T11 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T12 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T13 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*.

ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)** + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)**; T7 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T8 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)** + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)**; T9 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T10 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)** + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)**; T11 = Pyr + Gly (50,4 + 1.350 g i.a. ha⁻¹)* + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T12 = Tri + Gly (2,62 + 1350 g i.a. ha⁻¹)* + (-)* + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T13 = Pyr + Tri + Gly* (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹).

Ao analisar a produtividade da testemunha sem intervenção de herbicida, fica evidente o potencial de interferência das plantas daninhas na cultura do algodão, provavelmente ocasionado pela redução no número de estruturas por planta e não pelo peso das mesmas (Tabela 7). Estudando o cultivo de algodão adensado em segunda safra e admitindo perda máxima de 5% na produção, Raimondi et al. (2014) observaram que a convivência de plantas daninhas com o algodão começou a afetar a planta já aos quatro dias após sua emergência, estabelecendo um processo precoce de interferência na produção da cultura. O capim-pé-de-galinha possui um desenvolvimento inicial lento, porém, na densidade de cinco plantas m⁻², na cultura do algodão, pode gerar redução de 27% na produtividade (MA et al., 2015). Esse fato pode estar relacionado com a baixa produtividade obtida no tratamento sem aplicação de herbicida, já que o ciclo da cultura do algodão ultrapassou os 155 DAE, de convivência com as plantas daninhas.

Em estudo realizado por Freitas et al. (2002), a interferência de plantas daninhas na cultura do algodão reduziu de forma significativa o número médio de maçãs, com o aumento do período de convivência de plantas daninhas durante o ciclo, chegando a perdas de produtividade de até 81,2%. Ben et al. (2012) relataram perdas de produtividade por interferências da mesma forma, superiores a 66%. Por outro lado, Carbonari et al. (2016) constataram que a presença de plantas daninhas, durante todo o ciclo da cultura, ocasionou uma redução de 85% na produtividade do algodão. Nesse contexto, as perdas de produtividade, decorrentes da competição com plantas daninhas encontradas nesse estudo, foram superiores à 100 % de redução, quando comparadas ao tratamento sem aplicação de herbicida, evidenciando, maiores valores de perdas do que os encontrados na literatura.

Os tratamentos que receberam a primeira aplicação de pyriithiobac-sodium e trifloxysulfuron-sodium, de forma isolada ou associados entre eles, com diferentes doses (T3 ao T10), seguidos por aplicações de glyphosate (1.512 g i.a. ha⁻¹), aos 28 e 43 DAE, não apresentaram diferença entre eles (Tabela 7), resultando em produtividades próximas da média do estado do Mato Grosso para safra 21/22, que

foi de 284,34 @ ha⁻¹ de algodão em caroço (IMEA, 2024).

A aplicação de glyphosate nos tratamentos em área total das plantas não diferiu dos tratamentos aplicados em jato dirigido (Tabela 7). Huff et al. (2010) relatam que o rendimento do algodão com tecnologia de resistência ao glyphosate, não foi afetado pelo tempo e taxa de aplicação do mesmo. Para Castro et al. (2019), a aplicação de doses de glyphosate de até 4.800 g i.a. ha⁻¹ ocasionou fitotoxicidade na cultura da soja RR, mas não foi suficiente para reduzir o potencial produtivo. O mesmo foi observado nesses dados corroboram com os resultados encontrados nesse estudo, pois as doses de glyphosate (1.512 g i.a. ha⁻¹) aos 28 e 43 DAE, nos tratamentos T3, T5, T7 e T9, não causaram redução significativa no potencial produtivo do algodão cv. DP1857B3RF, comparada a testemunha capinada (Tabela 7), evidenciando a resistência da tecnologia RF a exposição ao glyphosate nas doses e épocas utilizadas.

A aplicação de pyriithiobac-sodium + glyphosate (50,4 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T11) aos 15 DAE, seguindo por glyphosate (1.512 g i.a. ha⁻¹) aos 43 DAE, não diferiu da testemunha com capina manual (T2), ficando entre os mais produtivos (Tabela 7). Já o trifloxysulfuron-sodium + glyphosate (2,62 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T12) e a associação tripla de pyriithiobac-sodium + trifloxysulfuron-sodium + glyphosate (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) (T13) aos 15 DAE, seguidos pela aplicação de glyphosate aos 43 DAE, não diferiram entre si, porém proporcionaram menor produtividade que os demais tratamentos, exceto a testemunha sem intervenção (T1) (Tabela 7). Nesse sentido, a menor produtividade desses tratamentos pode estar relacionada com a maior injúria ocasionada pela primeira aplicação aos 15 DAE (Tabela 5), aliada à menor eficiência no controle de plantas daninhas verificada aos 43 DAE (Tabela 4).

Dan et al. (2011) constataram queda na produtividade de algodão utilizando herbicidas oxyfluorfen + diuron e trifluralin + oxyfluorfen, com aplicação em pré-emergência, os quais apresentaram maior injúrias as plantas aos 15 DAE e efeitos negativos também foram perceptíveis quanto ao número de maçãs por planta, afetando assim a produtividade final do algodão. Resultados semelhantes foram encontrados por Santos et al. (2018), onde a competição estabelecida pelas plantas daninhas e o efeito fitotóxico dos herbicidas, supera a competição estabelecida na testemunha.

Em trabalho realizado por Inoue et al. (2013), estudando a seletividade de herbicidas em pré emergência na cultura do algodão, mesmo os tratamentos que

proporcionaram maior fitointoxicação inicial não causaram perdas na produtividade. No entanto, Raimondi et al. (2014) ressaltaram que quanto menor a competição inicial do algodão com as plantas daninhas, maior será seu potencial produtivo.

O rendimento de fibra constatado nos tratamentos, encontra-se abaixo da média do estado do Mato Grosso, que foi de 41,73 % de rendimento para a safra 21/22 IMEA (2024). Segundo Santos et al. (2016), o rendimento de fibra do algodão pode ser influenciado pela disponibilidade de nutrientes, sobretudo o nitrogênio, o qual pode estimular o fluxo de fotoassimilados para estruturas de crescimentos das plantas, proporcionando maior acúmulo destes para reservas nas sementes, em relação à deposição de celulose nas fibras.

A aplicação de pyriithiobac-sodium + glyphosate ($50,4 + 1.350 \text{ g i.a. ha}^{-1}$) (T11) e trifloxysulfuron-sodium + glyphosate ($2,62 + 1.350 \text{ g i.a. ha}^{-1}$) (T12), aliada à segunda aplicação de glyphosate ($1.512 \text{ g i.a. ha}^{-1}$), aos 43 DAE, diferiram dos demais tratamentos, por apresentarem valores menores dessa variável de produção (Tabela 7). No entanto, mesmo o tratamento com pyriithiobac-sodium + glyphosate ($50,4 + 1.350 \text{ g i.a. ha}^{-1}$) (T11), aos 15 DAE, e glyphosate ($1.512 \text{ g i.a. ha}^{-1}$), aos 43 DAE, proporcionando menor valor de rendimento de fibras (38,87%), o resultado final da produtividade de algodão em pluma não foi afetado, ficando entre os tratamentos que proporcionaram maior produtividade (Tabela 7). Alves et al. (2019) relatam que o rendimento das fibras pode ser afetado por vários fatores, dentre eles genéticos, climáticos e de manejo.

Segundo Wang et al. (2016), o rendimento das fibras influencia diretamente na produção e o aumento ou a diminuição pode estar associado a fatores climáticos, como estresse hídrico. Nesse sentido, segundo Bezerra et al. (2012), a cultura do algodão necessita de uma demanda hídrica em torno de 4 a 8 mm dia⁻¹, variando conforme sua fase de desenvolvimento, sendo que, na safra em questão, foi evidenciado um acúmulo de chuva entre janeiro e março próximo aos 1100 mm (Figura 2), não sendo um limitante. Em estudo realizado na região norte do Mato Grosso, com cultivares de algodão herbáceo, Farias et al. (2015) verificaram valores médios para o rendimento de fibra, de 44,4 e 46,2% para as cultivares TMG 81WS e Fiber Max 944 GL respectivamente, ficando bem acima dos valores encontrados nesse trabalho, para a cultivar DP1857B3RF. Tal variação pode ser devido as condições climáticas do ano, manejo e principalmente a cultivar utilizada no estudo.

Para Kazama et al. (2016), o sistema de colheita da pluma pode influenciar

de forma significativa o rendimento de fibra do algodão, levando-se em conta que esse parâmetro é um dos componentes de produção de pluma, no entanto, o sistema *stripper* diminui consideravelmente o rendimento de fibra se comparado ao sistema *picker*, que por sua vez não difere do sistema manual, o qual foi utilizado nesse estudo.

Com relação à qualidade intrínseca da fibra do algodão, não foi observada diferença entre os tratamentos, os quais se mantiveram com resultados similares às testemunhas sem intervenções (Tabela 8). Souza et al. (2021), estudando a qualidade de fibra de dois cultivares de algodão herbáceo no município de Ipiranga do Norte no Mato Grosso, relataram diferença na qualidade entre elas, onde a cultivar FM 944GL apresentou melhores padrões de comprimento, resistência, menor índice de fibra curta e micronaire mais ajustado. Segundo Echer e Rosolem (2014), os fatores abióticos podem exercer domínio sobre as características genéticas das cultivares, o que pode alterar os padrões de qualidade de fibra, definido pelo obtentor.

Tabela 8. Variáveis de qualidade de fibra de algodão, cultivar DP1857B3RF, submetidas a aplicação de herbicidas em pós-emergência.

Tratamentos	Qualidade de Fibra							
	UHML (mm)	UI (%)	SFI (%)	STR g/tex ⁻¹	ELG (%)	MIC µg/pol ⁻¹	MAT (%)	SCI -
T1	29,65 a	83,02 a	8,02 a	31,17 a	7,97 a	3,8 a	84 a	148,0 a
T2	29,52 a	82,80 a	8,67 a	30,15 a	8,57 a	3,45 a	82 a	147,0 a
T3	29,27 a	82,30 a	8,35 a	29,90 a	9,07 a	3,63 a	82 a	141,5 a
T4	29,08 a	81,80 a	8,80 a	29,50 a	8,77 a	3,57 a	83 a	138,5 a
T5	29,46 a	82,45 a	8,12 a	29,42 a	8,47 a	3,35 a	82 a	144,0 a
T6	28,70 a	82,27 a	8,65 a	29,80 a	8,85 a	3,77 a	83 a	138,8 a
T7	29,46 a	81,37 a	8,52 a	30,22 a	8,62 a	3,52 a	82 a	139,8 a
T8	29,46 a	82,47 a	8,40 a	30,00 a	8,60 a	3,58 a	82 a	143,3 a
T9	29,84 a	82,62 a	8,30 a	30,20 a	8,50 a	3,63 a	83 a	144,3 a
T10	30,22 a	83,82 a	7,97 a	30,02 a	8,60 a	3,47 a	82 a	152,5 a
T11	29,19 a	82,72 a	8,77 a	29,80 a	8,40 a	3,43 a	82 a	150,0 a
T12	28,72 a	81,30 a	8,60 a	29,10 a	8,47 a	3,89 a	85 a	146,5 a
T13	28,90 a	82,57 a	8,80 a	29,00 a	8,62 a	3,66 a	84 a	146,3 a
F	0,12 ^{ns}	0,23 ^{ns}	0,24 ^{ns}	0,65 ^{ns}	0,18 ^{ns}	0,46 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,42 ^{ns}
CV (%)	2,32	1,41	5,95	4,2	4,94	6,09	1,4	5,81

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); UHML = Comprimento de fibra; UI = Uniformidade de fibra; SFI = Índice de fibra curta; STR = Resistência da fibra; ELG = Elongamento; MIC = Maicroneer; MAT = Maturação; SCI = índice de fiabilidade; ^{ns} não significativo $p < 0,05$; T1= Testemunha sem nenhum método de controle; T2 = Testemunha capinada; T3 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T4 = Pyr (50,4 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T5 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T6 = Tri (2,62 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T7 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T8 = Pyr + Tri (36,4 + 2,25 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T9 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a.

ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T10 = Pyr + Tri (42,0 + 3,0 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)* + Gly (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T11 = Pyr + Gly (50,4 + 1.350 g i.a. ha⁻¹)* + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*; T12 = Tri + Gly (2,62 + 1350 g i.a. ha⁻¹)* + (-)* + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹)*, T13 = Pyr + Tri + Gly* (36,4 + 2,25 + 1.350 g i.a. ha⁻¹) + (-) + Gly* (1.512 g i.a. ha⁻¹).

No entanto, de forma geral, todos os padrões de qualidade de fibra, nos tratamentos avaliados, ficaram próximos dos padrões universais de classificação do algodão (EMBRAPA, 2006). Segundo o mesmo autor, os principais padrões são o comprimento da fibra, de 28 a 31 milímetros, a uniformidade deste comprimento, que pode variar de 83 e 85%, resistência de 28 a 32 gf/tex e o micronaire que varia de 3,5 a 4,9. Dessa forma, os manejos de herbicidas em pós-emergência, aplicados nesse estudo, não apresentaram interferência sobre a qualidade final da fibra do algodão, cultivar DP1857B3RF (Tabela 8).

4 CONCLUSÃO

Os herbicidas glyphosate, pyriithiobac-sodium e trifloxysulfuron-sodium, aplicados em pós-emergência, proporcionaram controle eficiente de plantas daninhas na cultura do algodão com a tecnologia RF. A utilização conjunta na primeira aplicação do trifloxysulfuron-sodium e glyphosate e a associação tripla entre o pyriithiobac-sodium, trifloxysulfuron-sodium e glyphosate, proporcionou maior injúria inicial nas plantas, comprometendo o potencial produtivo do algodão. A combinação entre pyriithiobac-sodium e glyphosate proporcionou boa eficácia no controle inicial de plantas daninhas sem reduzir a produtividade final de pluma. A aplicação de pyriithiobac-sodium e trifloxysulfuron-sodium associados, seguido por aplicação sequencial de glyphosate, proporcionou o melhor controle de plantas daninhas aliado aos maiores incrementos de produção de algodão em caroço e fibra, comparado aos tratamentos em que foi associado o trifloxysulfuron-sodium ao glifosato e à associação tripla entre os três herbicidas, na primeira aplicação em pós emergência. Aplicação de glyposate em área total não apresentou influencias significativas nas variáveis de produção, comparada a aplicação em jato dirigido.

5 REFERÊNCIAS

- ALBRECHT, L. P.; ALBRECHT, A. J. P.; SILVA, A. F. M.; BARROSO, A. A. M. Manejo de organismos geneticamente modificados tolerantes a herbicidas. *In*: BARROSO, A. A. M.; MURATA, T. **Matologia: estudos sobre plantas daninhas**. Jaboticabal, ed. Fábrica da palavra, 2021. p. 506-547.
- ALVES, F. A. L.; CAVALCANTE, F. S.; OLIVEIRA JR., I. S.; FERRAZ, I.; SIQUEIRA, S. M. Competição de variedades de algodão herbáceo para cultivo no agreste pernambucano. **Pesquisa Agropecuária Pernambucana**, v. 24, n. 1, p. 1-8, 2019.
- ARANTES, J. G. Z.; CONSTANTIN, J.; OLIVEIRA JR., R. S.; BRAZ, G. B. P.; TAKANO, H. K.; GEMELLI, A.; BRUGNERA, P. Seletividade do clomazone no manejo químico de plantas daninhas da cultura do algodão LL. **Planta Daninha**, v. 33, n.2, p. 283-293, 2015.
- BAIO, F. H. R.; GABRIEL, R. R. F.; ZANIN, A. R. A.; CAMPOS, C. N. S.; ROQUE, C. G.; TEODORO, P. E. Tecnologia de aplicação de boro via foliar e seus efeitos na fenologia da cultura do algodão. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 2, p. 7367-7379, 2020.
- BALLAMINUT, C. E. C. **Seletividade da cultura de algodoeiro aos herbicidas diuron, clomazone, trifloxysulfuron-sodium, pyriithiobac-sodium**. 2009. 86 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Piracicaba, 2009.
- BELOT, J. L.; VILELA, P.; GALBIERI, R.; SCOZ, L.; BOLDT, A. S.; FRANZON, R. C.; SOUZA, M. IMA 5801B2RF, cultivar de algodão resistente a insetos e tolerante ao glifosato, com resistência ao nematóide das galhas. **Melhoramento de Culturas e Biotecnologia Aplicada**, v. 20, n.4, p.e322920412, 2020.
- BEN, R.; INOUE, M. H.; CAVALCANTE, N. R.; MENDES, K. F.; DALLACORT, R.; SANTOS, E. G. Eficácia do glufosinato de amônio associado com outros herbicidas na cultura do algodão Liberty Link. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 11, n. 3, p. 249-257, 2012.
- BEZERRA, M. V. C.; SILVA, B. B. D.; BEZERRA, B. G.; BORGES, V. P.; OLIVEIRA, A. S. D. Evapotranspiração e coeficiente de cultura do algodoeiro irrigado a partir de imagens de sensores orbitais. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 1, p. 64-71, 2012.
- BRAZ, G. B. P.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; DAN, H. A.; NETO, A. M. O.; SANTOS, G.; TAKANO, H. K. Herbicidas alternativos no controle de *Bidens pilosa* e *Euphorbia heterophylla* resistentes a inibidores de ALS na cultura do algodão. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 10, n. 2, p. 74-85, 2011.
- BRAZ, G. B. P.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; OSIPE, J. B.; TAKANO, H. K.; GHENO, E. A. Atividade residual do pyriithiobac-sodium no controle de plantas daninhas do algodoeiro. **Magistra**, v. 26, n. 2, p. 133–146, 2014.

BRAZ, G. B. P.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; TAKANO, H. K.; GHENO, E. A.; BIFFE, D. F. Atividade residual de pyriithobac-sodium aplicado ao solo, visando ao controle de plantas voluntárias de soja RR. **Global Science and Technology**, v. 06, n. 03, p. 99-107, 2013.

CALEGARIM, J. A.; BARBOSA, L. B.; BARROSO, A. A. M. Interferência do capim pé-de-galinha na cultura da soja. *In: XXX CONGRESSO BRASILEIRO DE FITOSSANIDADE*, 30., 2019, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba, 2019. p. 749.

CARBONARI, C. A.; VELINI, E. D.; SILVA JR., J. F.; TROPALDI, L.; GOMES, G. L. G. C. Velocidade de absorção do glufosinato e seus efeitos em ervas daninhas e algodão. **Agrociência**, v. 50, n. 2, p. 239-249, 2016.

CARNEIRO, G. D. O. P.; CASTRO, G. H. R.; COSTA, J. P.; SILVA, M. T. B.; SILVA, T. S.; TEÓFILO, T. M. S.; MENDES, L. S. Eficácia de herbicidas no controle pós-emergência de corda-de-violão. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 19, n. 2, p. 666-1-6, 2020.

CARVALHO, S. J. P.; JUNIOR, G. J. P.; OVEJERO, R. F. L. Controle químico de plantas voluntárias de soja e algodão tolerantes a dicamba. **Revista Brasileira de Herbicidas**. v. 19, n. 2, p. 695-1-7, 2020.

CARVALHO, S. J. P.; NICOLAI, M.; FERREIRA, R. R.; FIGUEIRA, A. V. O.; CHRISTOFFOLETI, P. J. Seletividade de herbicidas por metabolismo diferencial: considerações para redução de danos em culturas agrícolas. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 1, p. 136-142, 2009.

CASTRO, D. G.; GONÇALVES, A. H.; ZUFFO, A. M.; ZAMBIAZZI, E. V.; REZENDE, P. M.; BRUZI, A. T.; GODINHO, S. H. Desempenho agrônomo da soja RR em função de doses de glifosato. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 4, p. 942-950, 2019.

CAVALIERI, S. D.; IKEDA, F. S. D.; ANDRADE JR., E. R. **Manejo químico de plantas daninhas tolerantes ao glyphosate em algodoeiro roundup ready flex**. 2014. Disponível em: <https://www.sbcpcd.org/publicacao/manejo-quimico-de-plantas-daninhas-tolerantes-ao-glyphosate-em-algodoeiro-roundup-ready-flex/pt/>. Acesso em: 03 de agosto de 2023.

DAN, H. A.; BARROSO, A. L. L.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; ARANTES, J. G. Z.; DAN, L. D. M.; CHENO, E. A.; GUERRA, N.; OLIVEIRA NETO, A. M. Seletividade de alternativas herbicidas para o algodão cultivado no cerrado Goiano. *In: VIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ALGODÃO*, 1., 2011, São Paulo. **Anais [...]**. Campina Grande, 2011. p.1110-1117.

DANIEL, D. F.; QUEIROZ, T. M. D.; DALLACORT, R.; BARBIERI, J. D. Aptidão Agroclimática para a Cultura do Algodão em Três Municípios do Estado de Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, n. 2, p. 257-270, 2021.

DIAS, A. S.; SANTOS, C. C. O cultivo do algodão de ponta a ponta: manejo fitotécnico, nutricional e fisiológico. **Editora Licuri**, p. 73-100, 2023.

ECHER, F. R. Produtividade e qualidade da fibra de cultivares de algodão em resposta ao sombreamento. **Colloquium Agrariae**, v.13, n. 2, p. 87-96, 2017.

ECHER, F. R.; ROSOLEM, C. A. Efeitos do estresse luminoso na fisiologia do algodoeiro. *In*: ECHER, F.R.(Ed.). **O algodoeiro e os estresses abióticos**, Cuiabá, Boletim P&D IMA-MT, 2014. p. 31-41, ISBN: 978-85-66457-03-2.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Cultura do algodão no Cerrado**. 2021. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1155388>. Acesso em: 30 de julho de 2023.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Algodão. **Padrões universal para classificação do algodão**. 2006. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/276549/1/DOC151.pdf>. Acesso em: 07 de setembro de 2023.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de solos**. 3 ed. Brasília, DF: bapa, 2013. P. 353.

FALSARELLI, I.; SILVA, M. T.; LEITE, S. M. M. Avaliação do depósito de gomas em diferentes estágios de desenvolvimento da soja utilizando técnicas variadas de aplicação. **Revista Unimar Ciências**, v. 28, n. 1-2, p.12, 2021.

FARIAS, F. J. C.; SILVA FILHO, J. L.; MORELLO, C. L.; SUASSUNA, N. D.; PEDROSA, M. B.; LAMAS, F. M., RIBEIRO, J. L. Resultados do ensaio nacional de cultivares do algodoeiro herbáceo nas condições do Cerrado - safra 2013/2014. Campina Grande: **Embrapa Algodão**, n. 257, 51. p, 2015.

FIPKE, M. V.; VIDAL, R. A. Influência da densidade e estágio de desenvolvimento do azevém na eficácia de glyphosate. **Planta Daninha**, v. 37, p. e019178173, 2019.

FREITAS, R. S.; BERGER, P. G.; FERREIRA, L. R.; CARDOSO, A. A.; FREITAS, T. A. S.; PEREIRA, C. J. Interferência de plantas daninhas na cultura do algodão em sistema de plantio direto. **Planta Daninha**, v. 20, n. 2, p. 197-205, 2002.

FREITAS, R. S.; TOMAZ, M. A.; FERREIRA, L. R.; BERGER, P. G.; PEREIRA, C. J.; CECON, P. R. Crescimento do algodoeiro submetido ao herbicida trifloxysulfuron-sodium. **Planta Daninha**, v. 24, n. 2, p. 123-129, 2006.

FERREIRA, U. C. D. Q.; QUEIROZ, W. N. D.; BELTRÃO, N. E. D. M. Fitotoxicidade e seletividade do herbicida trifloxysulfuron sodium na mamona cultivar BRS Nordestina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n.2, p. 916-921, 2009.

GUERRA, N.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; NETO, A. M. O.; DAN, H. A.; ALONSO, D. G.; JUMES, T. M. C. Seleção de espécies bioindicadoras para os herbicidas trifloxysulfuron-sodium e pyriithiobac-sodium. **Revista Brasileira de**

Herbicidas, v. 10, n. 1, p. 37-48, 2011.

HEAP, I. **Banco de dados internacional de ervas daninhas resistentes a herbicidas**. On-line. Disponível em: <https://weedsience.com/Pages/Filter.aspx>. Acesso em: 29 de janeiro. 2024.

HUFF, J. A, REYNOLDS, D. B.; DODDS, D. M.; IRBY, J. T. Glyphosate Tolerance in Enhanced Glyphosate-Resistant Cotton (*Gossypium hirsutum*). **Weed Technology**, v. 3, p. 289-294, 2010.

IMEA. Instituto Mato-Grossense de Economia Agropecuária. **Dashboards safras**. Disponível em: <https://www.imea.com.br/imea-site/dashboards?c=1&d=1136866025168379904>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2024.

INOUE, M. H.; OLIVEIRA JR., R. S. D.; BEN, R.; DALLACORT, R.; SZTOLTZ, C. L. Seletividade de herbicidas aplicados em pré-emergência na cultura do algodão. **Revista Ciência Agronômica**, v. 44, n. 1, p. 123-132, 2013.

JOAQUIM JR., C. Z.; BARBOSA, I. J.; CARDOSO, E. L.; SANÓ, L.; NBALI, N. N.; DA COSTA, Y. K. S.; CARVALHO, L. B. Manejo de plantas daninhas na cultura do algodoeiro: breve revisão. **Revista Agronomia Brasileira**, v. 5, n.1, p.2594-6781, 2021.

KAZAMA, E. H.; FERREIRA, F. M.; SILVA, A. R. B. D.; FIORESE, D. A. Influência do sistema de colheita nas características da fibra do algodão. **Revista Ceres**, v. 63, n. 5, p. 631-638, 2016.

KELLEY, M. B.; SMITH, K. L.; BRANSON, J. W.; MCCLELLAND, M. R.; BARRENTINE, J. L.; SPARKS, O. C. Cotton response to trifloxysulfuron in Arkansas. **Summaries of Arkansas Cotton Research** v.521. n. 156, p. 154-158, 2004.

LIMA, D. B. C.; SILVA, A. G.; PROCÓPIO, S. D. O.; BARROSO, A. L. D. L.; DAN, H. D. A. Controle químico de plantas voluntárias de soja Roundup Ready em diferentes estádios de desenvolvimento. **Revista Caatinga**, v. 24, n. 3, p. 64-70, 2011.

LISBOA, L. A. M.; SILVA, R. V.; FERRARI, S.; VENÂNCIO, V. G.; FIGUEIREDO, P. A. M. Desenvolvimento inicial do algodoeiro quando submetido à competição com gramíneas. **Colloquium Agrariae**, v. 13, n. 3, p. 88-97, 2017.

LORENZI, H. **Manual de identificação e controle de plantas daninhas: plantio direto e convencional**. 7. ed., Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2014. 338 p.

MA, X.; WU, H.; JIANG, W.; MA, Y.; MA, Y. Goosegrass (*Eleusine indica*) density effects on cotton (*Gossypium hirsutum*). **Journal of Integrative Agriculture**, v. 14, n. 9, p. 1778-1785, 2015.

MATTE, W. D.; CAVALIERI, S. D.; PEREIRA, C. S.; IKEDA, F. S.; SHENG, L. Y. Atividade residual de sulfentrazone aplicada a soja na cultura de algodão em sucessão. **Planta Daninha**, v. 37, p. e019187015, 2019.

MENDES, R. R.; TAKANO, H. K.; BIFFE, D. F.; CONSTANTIN, J.; OLIVEIRA JR., R. S. Intervalo entre tratamentos sequenciais com herbicidas para manejo de capim-amargoso. **Revista Caatinga**, v. 33, n. 3, p. 579-590, 2020.

NUNES, J. J.; FREITAS, M. A. M.; SOUZA, T. P.; SILVA, W. L.; CUNHA, P. C. R. Eficácia de glifosato + haloxifope-p-metílico em associação com outros herbicidas no controle de capim-amargoso. **Científica**, v. 49, n. 2, p. 67–74, 2021.

PAULA, S. M.; ALVAREZ, R. D. C. F.; LIMA, S. F.; TOMQUELSKI, G. V. Seletividade de herbicidas pós-emergentes em sistemas cultivados com crotalarias. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 7, p. e720974770, 2020.

PELLOSI, F. S.; ROMANCINI, M. L.; PAULA, V.; PIRRI, M.; OLIVEIRA, W.; SANTOS, L.; ZERA, F. S. Interferência de *Cenchrus echinatus* no crescimento inicial do algodoeiro. **Nucleus**, v. 16, n. 2, p. 337-343, 2019.

PEREIRA, C. S.; CARNELUTTI, H. L.; FIORINI, I. V. A.; PEREIRA, H. D.; SILVA, A. A. Desenvolvimento da cultura do algodoeiro em diferentes populações de plantas. **Scientific Electronic Archives**, v. 14, n. 12, p. 24-31, 2021.

PETTER, F. A.; PACHECO, L. P.; SILVA, A. F.; MORAIS, L. A. Manejo de plantas voluntárias em sistemas de cultivo com soja, milho e algodão resistentes ao glyphosate. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 15, n. 1, p. 58-66, 2016.

RAIMONDI, M. A.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; FRANCHINI, L. H. M.; BLAINSKI, É.; RAIMONDI, R. T. Weed interference in cotton plants grown with reduced spacing in the second harvest season. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 1, p. 1-12, 2017.

RAIMONDI, M. A.; OLIVEIRA, JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; FRANCHINI, L. H. M.; BIFFE, D. F.; BLAINSKI, É.; RAIMONDI, R. T. Períodos de interferência das plantas daninhas na cultura do algodão em semeadura adensada na safrinha. **Planta Daninha**, v. 32, n.1, p. 521-532, 2014.

RAIMONDI, M. A.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; FRANCHINI, L. H. M.; BIFFE, D. F.; BLAINSKI, E.; STAUDT, R. C. Controle e reinfestação de plantas daninhas com associação de amonio-glufosinate e pyrithiobac-sodium em algodão Liberty Link. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 11, n. 2, p. 159-173, 2012.

REZENDE, A. L.; GALON, L.; BERENCHTEIN, B.; FORTE, C. T.; ROSSETTO, E. R. O.; BRUNETTO, L.; FAVRETTO, E. L. Associação de herbicidas para o manejo de plantas daninhas em milho. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 19, n. 4, p. 742-1-8, 2020.

ROCHA, H. C. R.; ALVARENGA, C. D.; GIUSTOLIN, T. A.; BOMFIM, R. S. B. G.; SOUZA, M. D. C.; SARMENTO, H. G. S.; BARBOSA, M. G. Crescimento, produção de fitomassa e teor de óleo essencial de folhas de capim citronela (*Cymbopogon nardus* (L.) Rendle) em cultivo consorciado com algodoeiro colorido no semiárido mineiro. **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**, v.14, n. esp, p.183-187, 2012.

ROCHA, R. A. S.; SANTOS, D. D. A. T.; BÚFALO, V. C. F.; SOARES, K. R.; COUTO, G. R. Sinergismo entre herbicidas no controle da corda-de-viola (*Ipomoea Grandifolia*) em pós-emergência. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 12, p. e215101220429-e215101220429, 2021.

SANTOS, S. M. S.; GUSMÃO, M. S.; OLIVEIRA, L. S.; CARVALHO, F. D.; TEIXEIRA, E. C.; ANDRADE, R. S. Controle do complexo de plantas daninhas com herbicidas pré-emergentes na cultura do algodão. **Revista Cultivando o Saber**, v. 11, n. 3, p. 69-80, 2018.

SANTOS, S. R.; SOARES, A. A.; KONDO, M. K.; MATOS, A. T.; MAIA, V. M. Indicadores de produção e qualidade da fibra do algodoeiro fertirrigado com água residuária sanitária. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 3, p. 525-536, 2016.

SEPLAN – Secretaria de Estado de Planejamento e Gestão Pública. Superintendência de Pesquisa e Zoneamento Ecológico Econômico. **Diretoria de Zoneamento Ecológico-Econômico. Projeto Atlas – Regiões de planejamento**. Disponível em: <http://www.seplag.mt.gov.br/index.php?pg=ver&id=5607&c=117&sub=true>. Acesso em: 22 de julho de 2023.

SILVA, C. L.; INOUE, M. H.; MENDES, K. F.; SZTOLTZ, C. L.; SILVA, B. A. S.; CONCIANI, P. A. Seletividade de herbicidas aplicados na cultura do algodão adensado. *Revista Agro@ mbiente On-line*, v. 7, n. 2, p. 209-217, 2013.

SILVA, M. P. D.; PARREIRA, M. C.; BRESSANIN, F. N.; ALVES, P. L. D. C. A. Períodos de Interferência de plantas daninhas no algodão transgênico IMACD 6001LL. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 2, p. 375-383, 2016.

SILVA, R. A.; MAGALHÃES, G. C., SILVA, W. L., OLIVEIRA, L. S.; COSTA, A. A. Épocas de aplicação de trifloxysulfuron-sodium e piritiobaque-sódico em pós emergência na cultura do algodão. **Revista Cultivando o Saber**, v. 6, n. 2, p. 135-141, 2013.

SNIDER, J. L.; KAWAKAMI, E. M. Efeito da temperatura no desenvolvimento do algodoeiro. *In*: ECHER, F. R. **O algodoeiro e os estresses abióticos: temperatura, luz, água e nutrientes**. Cuiabá, Boletim P&D IMA-MT, 2014. p. 123, ISBN: 978-85-66457-03-2.

SBCPD. Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas. **Procedimentos para instalação, avaliação e análise de experimentos com herbicidas**. Londrina: SBCPD, 1995. 42 p.

SOUZA, E. C. M.; SOUZA, Í. P.; RUFFATO, S. Perdas quantitativas e qualidade do algodão: influência do atraso na colheita e inserção do capulho na planta. **Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento**, v. 10, n. 10, p. e423101018781-e423101018781, 2021.

SOUZA, U. V.; CÔRREA, F. R.; SILVA, N. F.; SILVA, W. S. C; RIBEIRO, D. F.; RODRIGUES, E. 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.

TAKAHASHI, G. O.; BRAZ, G. B. P.; MACHADO, F. G.; LEMOS, A. L. B.; SILVA, A. J. S. Controle de soja voluntária com herbicidas registrados para algodoeiro. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 19, n. 4, p. 707-1-8, 2020.

TAKANO, H. K.; OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; SILVA, V. F. V.; MENDES, R. R. Controle químico de capim-pé-de-galinha resistente ao glyphosate. **Planta Daninha**, v. 36, p. e018176124, 2018.

THOMAS, W. E.; BRITTON, T. T.; CLEWIS, S. B.; ASKEW, S. D.; WILCUT, J. W. Resposta do algodão resistente ao glifosato (*Gossypium hirsutum*) e manejo de ervas daninhas com trifloxysulfuron, glifosato, prometrina e MSMA. **Weed technology**, v. 20, n. 1, p. 6-13, 2006.

TOLEDO, R. E. B.; SILVA JR., A. C.; NEGRISOLI, R. M.; NEGRISOLI, E.; CORRÊA, M. R.; ROCHA, M. G.; FILHO, R. V. Herbicidas aplicados em pré-emergência para o controle de Ipomoea spp. na cultura de cana-de-açúcar em época seca. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 14, n. 4, p. 263-270, 2015.

VASCONCELOS, U. A. A.; CAVALCANTI, J. J. V.; FARIAS, F. J. C.; VASCONCELOS, W. S.; SANTOS, R. C. Análise dialética em algodoeiro (*Gossypium hirsutum* L.) para tolerância ao estresse hídrico. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE ALGODÃO, 10., 2016, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu, Embrapa Algodão, 2016. p. 24-30.

WANG, R.; JI, S.; ZHANG, P.; MENG, Y.; WANG, Y.; CHEN, B.; ZHOU, Z. Efeitos da seca na produtividade do algodão e na qualidade da fibra em diferentes ramos frutíferos. **Crop Science**, v. 3, n. 56, p. 1265-1276, 2016.

ZHAO, W.; MENG, Y.; LI, W.; CHEN, B.; XU, N.; WANG, Y.; ZHOU, Z.; OOSTERHUIS, D. M. Um modelo para algodão (*Gossypium hirsutum* L.) comprimento da fibra e formação de resistência considerando a radiação de temperatura e os efeitos dos nutrientes N. **Ecological Modelling**, v.243, p.112-122, 2012.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O algodão é uma cultura promissora e com potencial de aumento de área cultivada no estado de Mato Grosso, mas para que se tenha sucesso na produção, torna-se fundamental um manejo eficiente da cultura. Esse estudo revelou os herbicidas mais utilizados no sistema de produção do estado, assim como o risco ambiental que eles podem ocasionar ao ecossistema, auxiliando na gestão e planejamento desses i.a., nos sistemas agrícolas mato-grossense. Nesse sentido, o glyphosate é o herbicida mais utilizado no manejo de plantas daninhas nesse sistema agrícola, revelando excelentes resultados no controle em associação ou de forma isolada a outros herbicidas, para as espécies e cultivar estudada, evidenciando que um dos fatores para garantir bons resultados foi o manejo de plantas daninhas.

Apesar dos resultados obtidos com o estudo demonstrarem potencial de uso dos herbicidas para o manejo de plantas daninhas em pós emergência na cultura do algodão, se faz necessário mais pesquisas para avaliar outras moléculas de herbicidas para compor um manejo mais eficiente e sustentável, que cause menor impacto a partir do gerenciamento dos riscos, a fim de garantir a proteção das moléculas, organismos não-alvo e recursos hídricos.