



Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Humanas  
Departamento de Geografia  
Programa de Pós-Graduação em Geografia

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL DE AGROTÓXICOS NA BACIA  
DO RIO PRETO (DF): UMA ABORDAGEM METODOLÓGICA  
CONSIDERANDO A PAISAGEM GEOGRÁFICA**

**Jaciara Aparecida Rezende**

Dissertação de Mestrado

Brasília – DF: março/2026



Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Humanas  
Departamento de Geografia  
Programa de Pós-Graduação em Geografia

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL DE AGROTÓXICOS NA BACIA  
DO RIO PRETO (DF): UMA ABORDAGEM METODOLÓGICA  
CONSIDERANDO A PAISAGEM GEOGRÁFICA**

Jaciara Aparecida Rezende

Orientador: Prof. Dr. Osmar Abílio de Carvalho Júnior

Coorientador: Dr. Rômulo Penna Scorza Junior

Dissertação de Mestrado

Brasília-DF: março/2026



Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Humanas  
Departamento de Geografia  
Programa de Pós-Graduação em Geografia

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL DE AGROTÓXICOS NA BACIA  
DO RIO PRETO (DF): UMA ABORDAGEM METODOLÓGICA  
CONSIDERANDO A PAISAGEM GEOGRÁFICA**

Jaciara Aparecida Rezende

Dissertação de Mestrado submetida ao Departamento de Geografia da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Grau de Mestre em Geografia, área de concentração Gestão Ambiental e Territorial, opção Acadêmica.

Aprovado por:

---

Prof. Dr. Osmar Abílio de Carvalho Júnior (UnB)  
(Orientador)

---

Dr. Rômulo Penna Scorza Junior (Embrapa Agropecuária Oeste)  
(Coorientador)

---

Dr. Éder de Souza Martins (UnB)  
(Examinador Interno)

---

Dr. Eduardo Cyrino de Oliveira Filho (Embrapa Cerrados)  
(Examinador Externo)

Brasília-DF, 10 de março de 2026



Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Humanas  
Departamento de Geografia  
Programa de Pós-Graduação em Geografia

ficha catalográfica

--

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação (tese) e emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado (tese de doutorado) pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

---

Jaciara Aparecida Rezende

Nome do Autor

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo dom da vida e, em especial, à memória dos meus pais, Guaraciaba de Paula Rezende e Jacy Teodoro de Rezende, que hoje estão eternizados em meu coração, por terem sido meus maiores mestres, ensinando-me tudo, inclusive o verdadeiro sentido do amor.

Agradeço às minhas filhas, Daniela e Gabriela, que são a minha luz e a maior razão de me manter firme nesta caminhada. Ao meu esposo Daniel, pelo amor, companheirismo de tantos anos, e por nunca me deixar desistir.

Aos meus amados irmãos — Cláudia, Alba, Leila, Maria Elvira e Clécio — por serem meus tutores e exemplos de vida. À minha querida cunhada Karla. Aos meus amados sobrinhos Guilherme, Alexandre, Carol, Caio e Nina.

À minha família, porque sem ela eu não seria capaz de chegar até aqui. A razão de tudo.

Gostaria de agradecer, em especial, aos meus orientadores, Professor Osmar e Dr. Rômulo, por todo ensinamento, paciência e oportunidade ao longo deste trabalho, por me permitirem realizar um grande sonho. Minha gratidão!

Aos amigos Tiara, Rafaela, Régis, Flávia e Vitor, por sempre me apoiarem nesta aventura acadêmica. Aos colegas do Ibama e da área ambiental, que se dedicam a um trabalho de grande importância para a preservação da vida no planeta.

À minha banca de qualificação e defesa, aos pesquisadores Dr. Eduardo Cyrino e Dr. Éder Martins, por terem aceitado me avaliar e por suas contribuições na conclusão deste trabalho.

Aos professores Potira, Valdir, Roberto, Éder Martins, Éder Merino (Geografia – UnB) e Eraldo (Engenharia Florestal – UnB), pelos ensinamentos e pelas aulas tão especiais. Aos demais servidores e funcionários da Universidade de Brasília.

Agradeço a todas as pessoas que contribuíram de alguma forma e fizeram parte da minha jornada na realização deste sonho.

A todos, o meu muito obrigada.

“Nada no mundo é mais suave e flexível que a água, mas nada pode superá-la ao enfrentar o duro e o forte.”

(Lao-Tse)

## RESUMO

A modelagem matemática e a simulação com enfoque preditivo têm promovido avanços na Avaliação de Risco Ambiental (ARA) de agrotóxicos, principalmente na caracterização e na estimativa da exposição ambiental. Neste estudo, a ferramenta regulatória *Pesticide in Water Calculator* (PWC) foi utilizada para gerar estimativas de concentrações ambientais em águas superficiais para os herbicidas glifosato, atrazina e 2,4-D em cultivos de soja e milho na Bacia do Rio Preto, no Distrito Federal (BRP-DF). O principal objetivo foi avaliar o risco ambiental de agrotóxicos baseado em cenários de exposição de acordo com características edafoclimáticas e a dinâmica da paisagem, representando as condições locais da BRP-DF, região predominantemente agrícola e com elevada produtividade de grãos. Ao todo, foram elaborados 15 cenários para avaliar níveis de exposição aos agrotóxicos considerando diferentes propriedades físico-químicas das moléculas, modo de aplicação, tipos de solos, dados das culturas agrícolas, escoamento superficial, erosão, deriva e práticas de manejo. As Concentrações Ambientais Estimadas (CAE) foram relacionadas a estudos ecotoxicológicos conduzidos com espécies-padrão da biota aquática, possibilitando o cálculo dos Quocientes de Risco (QR). Em alguns cenários, os valores de QR excederam o limite do nível de preocupação adotado na avaliação. O estudo apresenta uma abordagem metodológica aplicada à ARA de agrotóxicos, destacando a necessidade de estratégias de refinamento de cenários e de medidas de mitigação na etapa de gerenciamento do risco ambiental, visando reduzir impactos ambientais e promover o uso mais seguro desses produtos.

**Palavras-chave:** Avaliação de Risco Ambiental (ARA), agrotóxicos, paisagem, cenários de exposição, ecotoxicidade, organismos aquáticos.

## **ABSTRACT**

Mathematical modeling and predictive simulation have promoted advances in the Environmental Risk Assessment (ERA) of pesticides, particularly in the characterization and estimation of environmental exposure. In this study, the regulatory tool Pesticide in Water Calculator (PWC) was used to generate estimates of environmental concentrations in surface waters for the herbicides glyphosate, atrazine, and 2,4-D in soybean and maize crops in the Rio Preto Basin, Federal District, Brazil (BRP-DF). The main objective was to assess the environmental risk of pesticides based on exposure scenarios considering edaphoclimatic characteristics and landscape dynamics, representing the local conditions of the BRP-DF, a predominantly agricultural region with high grain productivity. A total of 15 scenarios were developed to evaluate pesticide exposure levels considering different physicochemical properties of the compounds, application methods, soil types, crop data, surface runoff, erosion, spray drift, and management practices. The Estimated Environmental Concentrations (EECs) were compared with ecotoxicological studies conducted with standard aquatic species, enabling the calculation of Risk Quotients (RQs). In some scenarios, RQ values exceeded the level of concern adopted in the assessment. This study presents a methodological approach applied to pesticide ERA, highlighting the need for scenario refinement strategies and mitigation measures during the environmental risk management stage in order to reduce environmental impacts and promote the safer use of these products.

**Keywords:** Environmental Risk Assessment (ERA), pesticides, landscape, exposure scenarios, ecotoxicity, aquatic organisms.

# SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>2</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>2</b>
<b>3.1 - A paisagem geográfica e a Avaliação de Risco Ambiental</b> .....	<b>2</b>
<b>3.2 - O avanço da agricultura e o uso de agrotóxicos no Brasil</b> .....	<b>5</b>
3.2.1 - O uso dos Herbicidas.....	10
3.2.2 - O ingrediente ativo Glifosato .....	11
3.2.3 – O ingrediente ativo Atrazina.....	12
3.2.4 - O ingrediente ativo 2,4-D (ácido).....	13
3.2.5 - O cultivo de grãos no Brasil e o uso de agrotóxicos .....	14
<b>3.3 - Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos</b> .....	<b>15</b>
3.3.1 - Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos na Europa .....	16
3.3.2 - Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos nos EUA.....	17
3.3.3 – Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos no Brasil .....	17
<b>3.4 – Ecotoxicidade</b> .....	<b>19</b>
<b>3.5- Modelos regulatórios de Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos</b> .....	<b>22</b>
3.5.1 – O modelo regulatório <i>Pesticide in Water Calculator</i> - PWC .....	23
<b>3.6- Desafios na avaliação do comportamento ambiental de agrotóxicos no Cerrado brasileiro...</b>	<b>27</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>28</b>
<b>4.1 - Área de Estudo: Bacia do Rio Preto – Distrito Federal (BRP-DF)</b> .....	<b>28</b>
<b>4.2 - Formulação do problema</b> .....	<b>33</b>
<b>4.3 – A construção da Base de dados</b> .....	<b>35</b>
<b>4.4 - Caracterização da exposição</b> .....	<b>36</b>
4.4.1 - Dados meteorológicos .....	38
4.4.2 – Parâmetros físico-químicos.....	40
4.4.3 – Dados de aplicação do agrotóxico .....	45
4.4.4 – Dados de Solos .....	46
4.4.5 – Dados da Cultura agrícola .....	52
4.4.6 – Dados de escoamento superficial e de erosão.....	56
4.4.7 – Corpo hídrico representativo considerado na simulação do PWC.....	63
4.4.8 – As concentrações estimadas no modelo.....	63
4.4.9 - Cenário padrão norte-americano para comparar com os cenários brasileiros .....	65
<b>4.5- Caracterização dos efeitos e o quociente de risco em ambiente aquático</b> .....	<b>65</b>

4.6- Refinamento de cenários de exposição e Medidas de Mitigação .....	68
<b>5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>70</b>
5.1. Análise da vulnerabilidade dos cenários de exposição .....	70
5.1.1 Comparação dos cenários da BRP-DF com cenários padrão norte-americanos.....	75
5.1.2. Vulnerabilidade dos cenários com sucessão de culturas na BRP-DF .....	81
5.3. Comparação entre as CAEs e dados de monitoramento da água na BRP-DF.....	85
5.4. Análise do risco ambiental para organismos aquáticos na BRP-DF.....	87
5.5. Limitações e perspectivas futuras da pesquisa.....	97
<b>6 - CONCLUSÕES .....</b>	<b>98</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>99</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Estrutura conceitual ARA baseada em paisagem.....	4
<b>Figura 2.</b> Vendas de agrotóxicos no Brasil (Mil Ton. i.a). ....	7
<b>Figura 3.</b> Vendas de agrotóxicos no Distrito Federal (Ton. de i.a).....	7
<b>Figura 4.</b> Esquema da Avaliação de Risco Ambiental (ARA) de agrotóxicos para abelhas no Brasil.....	19
<b>Figura 5.</b> Modelo conceitual PWC (USEPA).....	24
<b>Figura 6.</b> Localização da BRP-DF - Unidades Hidrográficas. ....	28
<b>Figura 7.</b> Esquema ARA e Modelo conceitual de efeitos em aquáticos.....	34
<b>Figura 8.</b> Solos da BRP-DF. ....	48
<b>Figura 9.</b> Uso e Ocupação da BRP-DF.....	53
<b>Figura 10.</b> Grupos Hidrológicos de Solos da BRP-DF.....	59
<b>Figura 11.</b> Modelo Digital do Terreno da BRP-DF.....	62
<b>Figura 12.</b> Declividade da BRP-DF.....	62
<b>Figura 13.</b> Dados de saída PWC.....	64
<b>Figura 14.</b> Valores das CAEs (Milho) nos diferentes cenários da BRP-DF e no cenário EUA. ....	76
<b>Figura 15.</b> Valores das CAEs (Soja) nos diferentes cenários da BRP-DF e no cenário EUA.....	78
<b>Figura 16.</b> Cenários da Soja - rota de transporte dos herbicidas.....	79
<b>Figura 17.</b> Cenários do Milho - rota de transporte dos herbicidas.....	80
<b>Figura 18.</b> Valores das CAEs nos cenários de Soja em sucessão ao Milho 2 <sup>a</sup> safra (BRP-DF).....	84

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Vendas dos principais herbicidas no DF em relação às vendas nacionais. ....	8
<b>Tabela 2.</b> Algumas propriedades físico-químicas, de mobilidade e persistência dos agrotóxicos.....	9
<b>Tabela 3.</b> Algumas espécies aquáticas testadas nos estudos de Ecotoxicidade. ....	22
<b>Tabela 4.</b> Publicações científicas dos últimos anos relacionadas ao modelo PWC. ....	25
<b>Tabela 5.</b> Resultados quantitativos de agrotóxicos em amostras de água superficial coletadas Nna BRP-DF, em 2021 e 2022 (Dados de monitoramento) .....	32
<b>Tabela 6.</b> Os cenários de exposição elaborados para a BRP-DF. ....	36
<b>Tabela 7.</b> Unidades de medida meteorológicas para entrada no modelo PWC. ....	39
<b>Tabela 8.</b> Parâmetros físico-químicos do Glifosato no modelo PWC. ....	42
<b>Tabela 9.</b> Parâmetros físico-químicos da Atrazina no modelo PWC.....	43
<b>Tabela 10.</b> Parâmetros físico-químicos do 2,4-D no modelo PWC.....	44
<b>Tabela 11.</b> Modo de aplicação para parametrizar os cenários de exposição brasileiros (PWC).....	46
<b>Tabela 12.</b> Dados de solos para parametrização dos cenários da BRP-DF (Latossolo Vermelho - LV)....	51
<b>Tabela 13.</b> Dados de solos para parametrização dos cenários da BRP-DF (Latossolo Vermelho-Amarelo - LVA). ....	51
<b>Tabela 14.</b> Dados de solos para parametrização dos cenários da BRP-DF (Cambissolo - CX). ....	52
<b>Tabela 15.</b> Resumo do processo produtivo da soja e do milho no Brasil e no Distrito Federal. ....	53
<b>Tabela 16.</b> Plantio, emergência e colheita das culturas para os cenários da BRP-DF. ....	55
<b>Tabela 17.</b> Dados de profundidade da raiz e dossel para parametrização no modelo.....	56
<b>Tabela 18.</b> Grupos Hidrológicos de Solos do Distrito Federal. ....	59
<b>Tabela 19.</b> Valor de CN para terras agrícolas. ....	60
<b>Tabela 20.</b> Dados da perda de solos por erosão para cenários da BRP-DF. ....	61
<b>Tabela 21.</b> Dados de entrada quanto à Declividade e fator IREG. ....	63
<b>Tabela 22.</b> Resultados das concentrações estimadas apresentados no modelo PWC. ....	64
<b>Tabela 23.</b> Resultados de estudos ecotoxicológicos para biota aquática. ....	66
<b>Tabela 24.</b> Comparação dos Quocientes de Risco com os Níveis de Preocupação. ....	67
<b>Tabela 25.</b> Algumas medidas de mitigação no gerenciamento de risco ambiental.....	69
<b>Tabela 26.</b> Valores das CAEs nos cenários por cultura (BRP-DF). ....	71
<b>Tabela 27.</b> Resultados das CAEs nos cenários padrão norte-americanos.....	75
<b>Tabela 28.</b> Valores das CAEs nos cenários de exposição com sucessão de culturas – soja-milho (BRP-DF). ....	82
<b>Tabela 29.</b> Quociente de risco (QR) para o glifosato na BRP-DF (cenários de pior caso).....	88
<b>Tabela 30.</b> Quociente de risco (QR) para a atrazina na BRP-DF (cenários aplicação aérea). ....	90
<b>Tabela 31.</b> Quociente de risco (QR) para a atrazina na BRP-DF (cenários aplicação terrestre). ....	92

<b>Tabela 32 .</b> Quociente de risco (QR) para o 2,4-D na BRP-DF (cenários de pior caso). .....	94
<b>Tabela 33.</b> Resultados dos cenários Fase 2 e comparação com cenários Fase 1. ....	96
<b>Tabela 34.</b> Quociente de risco (QR) calculados para cenários refinados (Fase 2 - aplicação terrestre – Atrazina).....	96
<b>Tabela 35.</b> Quociente de risco (QR) calculados para cenários refinados (Fase 2 - aplicação aérea - Atrazina). .....	96

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ADASA - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal

AGROFIT – Banco de informações sobre produtos agroquímicos e afins

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária

ARA – Avaliação de Risco Ambiental

BRP-DF – Bacia do Rio Preto – Distrito Federal

CAE – Concentração Ambiental Estimada

CE<sub>50</sub> / EC<sub>50</sub> – Concentração Efetiva para 50% dos organismos expostos

CL<sub>50</sub> – Concentração Letal para 50% dos organismos expostos

CN – Curva Número

EFSA – European Food Safety Authority (Autoridade Europeia de Segurança Alimentar)

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

Kd/Koc – Coeficiente de Adsorção no Solo / Coeficiente de Partição em Carbono Orgânico

Kf – Coeficiente de Adsorção Freundlich

LOC – Level of Concern (nível de preocupação)

MAPA - Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA)

MMA – Ministério do Meio Ambiente

OECD – Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico)

PPDB – Pesticide Properties DataBase

PRZM – Pesticide Root Zone Model (Modelo da Zona Radicular de Pesticidas)

PEC – Predicted Environmental Concentration (Concentração Ambiental Prevista)

PWC – Pesticide in Water Calculator (Calculadora de Pesticidas na Água)

QR – Quociente de Risco

SEAGRI - Secretaria de Agricultura, Abastecimento e Desenvolvimento Rural do DF

SISDIA - Sistema de Informações de Saneamento e Recursos Hídricos do Distrito Federal

USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos EUA

USLE – Universal Soil Loss Equation (Equação Universal de Perda de Solo)

VVWM – Variable Volume Water Body Model

VFSMOD – Vegetative Filter Strip Model (Modelo de Faixa de Vegetação Filtro)

# 1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos maiores consumidores mundiais de agrotóxicos em termos de volume total aplicado, principalmente em função da elevada produção agrícola. Entretanto, quando o consumo é normalizado pela área cultivada ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), o país é superado por diversos países europeus e asiáticos (FAO, 2025). Além disso, o clima tropical e as condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento de organismos nocivos às culturas agrícolas, associados à crescente demanda por alimentos, têm intensificado o uso desses produtos no cenário agrícola brasileiro (SILVA et al., 2022). Desde a década de 70, a expansão da fronteira agrícola para o Cerrado transformou a paisagem natural, convertendo extensas áreas em sistemas agrícolas de alta produtividade com monoculturas (SANO et al., 2020; GUIMARÃES, 2020). Embora essenciais para a produtividade agrícola, os agrotóxicos também são estressores ambientais capazes de causar efeitos adversos aos ecossistemas terrestres e aquáticos (TARAZONA et al., 2024).

A Avaliação de Risco Ambiental (ARA) estima a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos ao meio ambiente (USEPA, 1998), estando estruturada em quatro principais etapas: formulação do problema, avaliação da exposição, avaliação dos efeitos e caracterização do risco (USEPA, 2020a). O uso de modelos preditivos, que simulam o destino e o transporte de agrotóxicos no ambiente, permitem avaliar de forma rápida e simples a exposição de organismos não alvo a essas substâncias. Esses modelos incorporam atributos da paisagem, como solos, declividade, vulnerabilidade ao escoamento superficial e erosão, que auxiliam a condução da ARA (YOUNG, 2020; PÉREZ-INDOVAL et al., 2022).

Embora a ARA de agrotóxicos esteja consolidada em países como EUA, Canadá, China, Austrália e europeus, sua implementação ainda é limitada na América Latina e no Brasil, especialmente em avaliações voltadas a organismos aquáticos (D'ANDREA et al., 2020; SANTOS et al., 2024). A maioria dos estudos descrevem regiões de clima temperado. Portanto, avançar na construção de cenários de exposição para clima tropical é um desafio (SANTOS et al., 2024).

Nesse contexto, o presente trabalho buscou a construção de cenários de exposição para gerar Concentrações Ambientais Estimadas (CAE) de agrotóxicos em águas superficiais para avaliar o potencial risco ambiental na Bacia do Rio Preto – Distrito Federal (BRP-DF), importante bacia predominantemente agrícola com grande relevância regional. A ferramenta

regulatória utilizada para caracterizar a exposição na área de estudo foi o *Pesticide in Water Calculator* (PWC), desenvolvido pela agência ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Contudo, o PWC é uma plataforma que permite a criação de cenários e, assim, pode ser adaptado a outras regiões mediante o desenvolvimento de cenários locais representativos (PÉREZ-INDOVAL et al., 2022; SANTOS et al., 2024).

## 2. OBJETIVOS

Partindo das premissas apresentadas na introdução, o presente estudo tem como objetivos:

### **Objetivo Geral:**

Avaliar o risco ambiental dos herbicidas glifosato, atrazina e 2,4-D em águas superficiais da Bacia do Rio Preto – DF, utilizando cenários construídos a partir do modelo *Pesticide in Water Calculator* (PWC).

### **Objetivos específicos:**

- i) Construir cenários de exposição para gerar as Concentrações Ambientais Estimadas (CAEs) e realizar a caracterização da exposição dos herbicidas na BRP-DF.
- ii) Integrar a caracterização da exposição e a caracterização dos efeitos em organismos aquáticos, para calcular os Quocientes de Risco (QR) na BRP-DF.
- iii) Avaliar o refinamento de cenários de exposição com medidas de mitigação aplicáveis ao gerenciamento do risco ambiental na BRP-DF.

## 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### **3.1 - A paisagem geográfica e a Avaliação de Risco Ambiental**

O estudo da paisagem tem sido abordado por diversas escolas da Geografia e constitui uma das principais categorias de análise dessa ciência. A paisagem geográfica envolve a relação entre heterogeneidade e homogeneidade, em que diferenças e particularidades interagem entre si. Nesse sentido, trata-se de um processo dinâmico, marcado por cruzamentos e sobreposições

de elementos físicos, biológicos e antrópicos que compõem a percepção de um todo (BOLÓS et al., 1992).

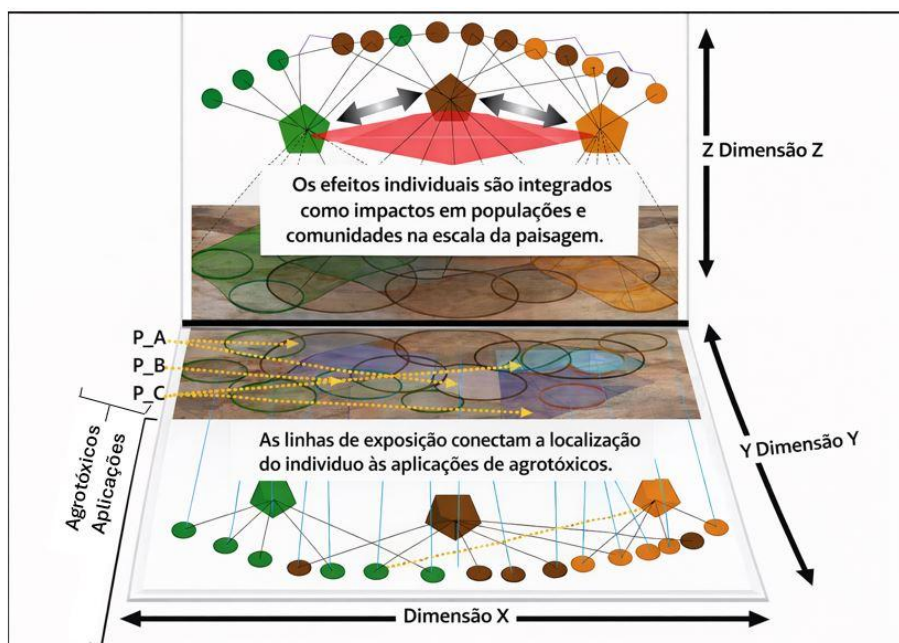
Na paisagem geográfica, os métodos preditivos são os de maior alcance prático, pois a sua finalidade permite estimar as probabilidades que um impacto causa sobre um lugar (BOLÓS et al., 1992). No Brasil, dentro da abordagem da paisagem rural cabe refletir sobre o processo histórico do avanço da produção agrícola, que ganhou força notável a partir da década de 60, com a incorporação de tecnologias, como uso de máquinas, adubos e insumos. A fase chamada de Revolução Verde foi um marco, pois passou a incorporar um novo pacote tecnológico à agricultura brasileira com uma série de políticas para cumprir o papel de implementação da “modernização da agricultura”, com a criação, em 1965, do Sistema de Crédito Rural, visando facilitar inclusive a compra de insumos químicos pelos agricultores (LONDRES, 2011).

O uso de agrotóxicos em paisagens agrícolas pode levar à contaminação ambiental heterogênea no espaço e no tempo (NICHOLSON et al., 2024). Os fenômenos da contaminação difusa causados pela atividade agrícola, incluindo a contaminação por agrotóxicos, ocorrem no espaço, e a espacialização destes processos, leva à necessidade do entendimento do funcionamento da paisagem sob a perspectiva sistêmica (HADLICH, 1997). Em áreas de uso agrícola, os agrotóxicos são os principais estressores dos ecossistemas de água doce, podendo causar efeitos adversos, diretamente, às comunidades aquáticas locais (BUNZEL; LIESS; KATTWINKEL, 2014; MALTBY et al., (2021).

A contaminação por agrotóxicos é um tema de grande relevância que vem sendo discutido mundialmente (ZHOU; LI; ACHAL, 2024). Muitos países vêm implementando programas de monitoramento e utilizam-se de modelos preditivos para avaliar os riscos ambientais potenciais, provenientes de efeitos adversos, ocasionados pelo uso destas substâncias (D’ANDREA et al., 2020; SANTOS et al., 2024). Neste sentido, os modelos preditivos são desafiadores, podendo ser aplicados tanto em nível de bacia hidrográfica, quanto em áreas geográficas maiores. Contudo, é necessário dispor de uma gama de dados contínuos que detalham a paisagem de análise, inclusive para se trabalhar com indicadores na modelagem, a fim de quantificar os níveis de substâncias tóxicas, sobretudo, em corpos hídricos, uma vez que são os locais mais propensos a serem impactados (FABRE et al., 2023). Estudos que permitem a extrapolação espacial, baseados em equações de regressão, utilizando indicadores meteorológicos e da paisagem, auxiliam os modelos preditivos de contaminantes, principalmente, ao prever o transporte e a retenção destes produtos em ecossistemas de água doce, e em regiões ou áreas com alto uso de agrotóxicos (IPPOLITO; FAIT, 2019).

Os modelos preditivos de avaliação de risco que analisam o comportamento dos agrotóxicos no meio ambiente apresentam como resultados as Concentrações Ambientais Estimadas (CAEs), que vem da sigla em inglês *EEC (Estimated Environmental Concentrations)* ou Concentrações Ambientais Preditas, que vem da sigla em inglês *PEC (Predicted Environmental Concentrations)*. Com base na caracterização da exposição é possível estimar a concentração potencial de agrotóxicos, ou seja, a quantidade de produto que pode ter sido transportado do local alvo para um corpo hídrico próximo, por meio da deriva de pulverização, do escoamento superficial, da erosão e da drenagem. Além disso, a avaliação deve ser realizada com suposições realísticas do pior cenário, bem como de forma faseada, ou seja, em níveis de menor para maior complexidade (DREIER et al., 2020; SANTOS et al., 2024).

A análise da paisagem traz realismo à ARA de agrotóxicos (Figura 1), com considerações, espacialmente, explícitas, de características físicas, biológicas e antropogênicas dos agroecossistemas. Estas integrações foram apontadas por acadêmicos, cientistas e instituições, que fazem parte da Parceria Europeia para Avaliação de Riscos de Produtos Químicos (PARC - *European Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals*), responsável pela avaliação de substâncias químicas na Europa (TARAZONA et al., 2024).



**Figura 1.** Estrutura conceitual ARA baseada em paisagem.  
Fonte: Adaptado (TARAZONA et al., 2024).

Os círculos representam indivíduos, cada um possui um território associado na avaliação da exposição. As linhas conectando os indivíduos representam interações ecológicas. Os pentágonos representam as populações desses indivíduos (TARAZONA et al., 2024).

### 3.2 - O avanço da agricultura e o uso de agrotóxicos no Brasil

No Brasil, a Revolução Verde, favoreceu o aumento da produtividade agrícola por meio do uso de insumos, como fertilizantes e agrotóxicos, contudo, este modelo passou a exigir uma nova estruturação da base produtiva, a fim de avaliar e gerenciar os riscos e impactos negativos ocasionados pelo uso de produtos químicos, como os agrotóxicos. As variações ocorridas sobre características antes naturais causaram alterações ambientais, configurando mudanças na paisagem, com implicações sobre o clima, o solo, a qualidade da água, a diversidade genética, entre outros. Ainda restam muitas incertezas sobre o uso dos agrotóxicos e seus impactos negativos sobre a saúde humana e ao meio ambiente. Somente por meio de reavaliações regularmente realizadas do uso destes produtos, será possível estabelecer um nível de segurança aceitável (GOMES; BARIZON, 2014; LANDAU, 2020).

A agricultura brasileira passou por grandes mudanças a partir da década de 1970, principalmente, com a expansão da fronteira agrícola para a região de Cerrado, por meio de um sistema de produção mais mecanizado, com alta taxa de aplicação de agrotóxicos e fertilizantes minerais. Por ser um país de clima tropical, o Brasil apresenta condições que favorecem o desenvolvimento contínuo de pragas e doenças ao longo de todo o ano, diferentemente das regiões de clima temperado, onde os invernos rigorosos interrompem ou reduzem os ciclos biológicos de organismos prejudiciais às lavouras (HOLLINGSWORTH, 2011; ANGELOTTI; HAMADA; BETTIOL, 2024). O clima favorável à produção agrícola e a elevada demanda nacional e global por alimentos, contribuem para o aumento do uso desses produtos (SILVA et al., 2022). Além disso, compreende-se que o consumo de agrotóxicos no Brasil está associado às *commodities* de exportação, incluindo soja, milho e cana-de-açúcar, que juntos consomem 76% do total de agrotóxicos utilizados no país (PAZ, 2023).

Embora os artigos científicos internacionais apresentem o termo “*pesticides*”, que poderia ser traduzido para praguicidas, chama-se atenção que o termo legalmente utilizado no Brasil é o de agrotóxicos, instituído pela Lei 7.802/1989 e atualmente mantido pela Lei 14.785/2023:

*“Agrotóxicos: produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e no beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens ou na proteção de florestas plantadas, cuja*

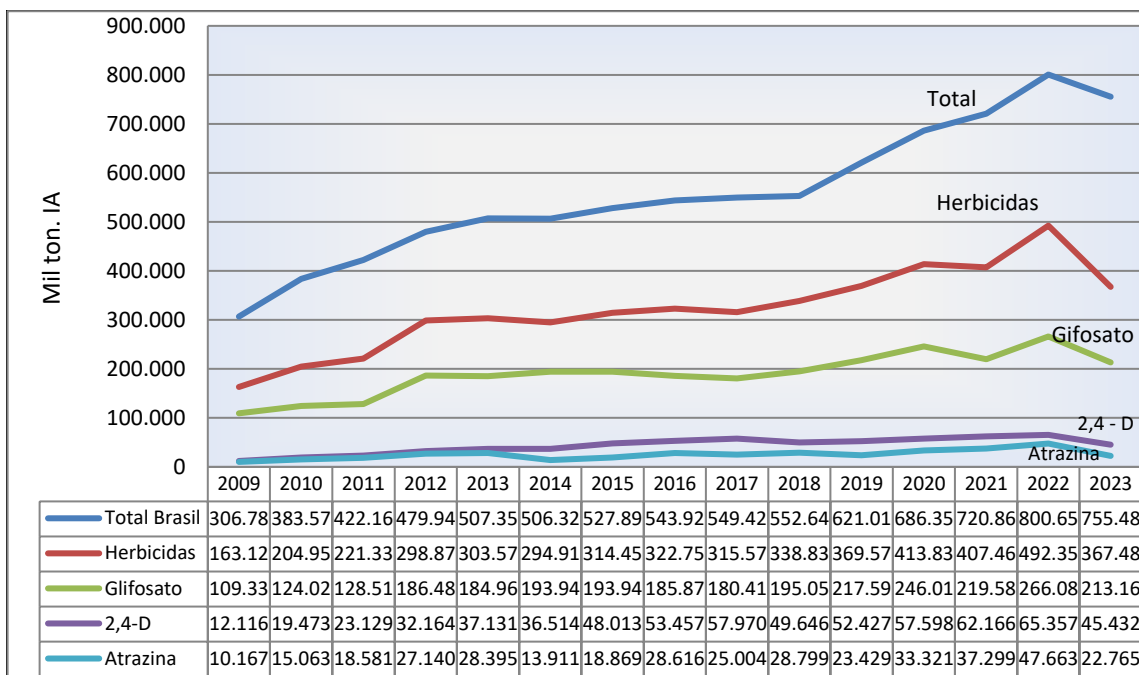
*finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos” (BRASIL, 2023).*

Ainda de acordo com a referida Lei Federal nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023, que “dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem, a rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e das embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, de produtos de controle ambiental, de seus produtos técnicos e afins”; outras definições também merecem aqui ser destacadas, entre elas:

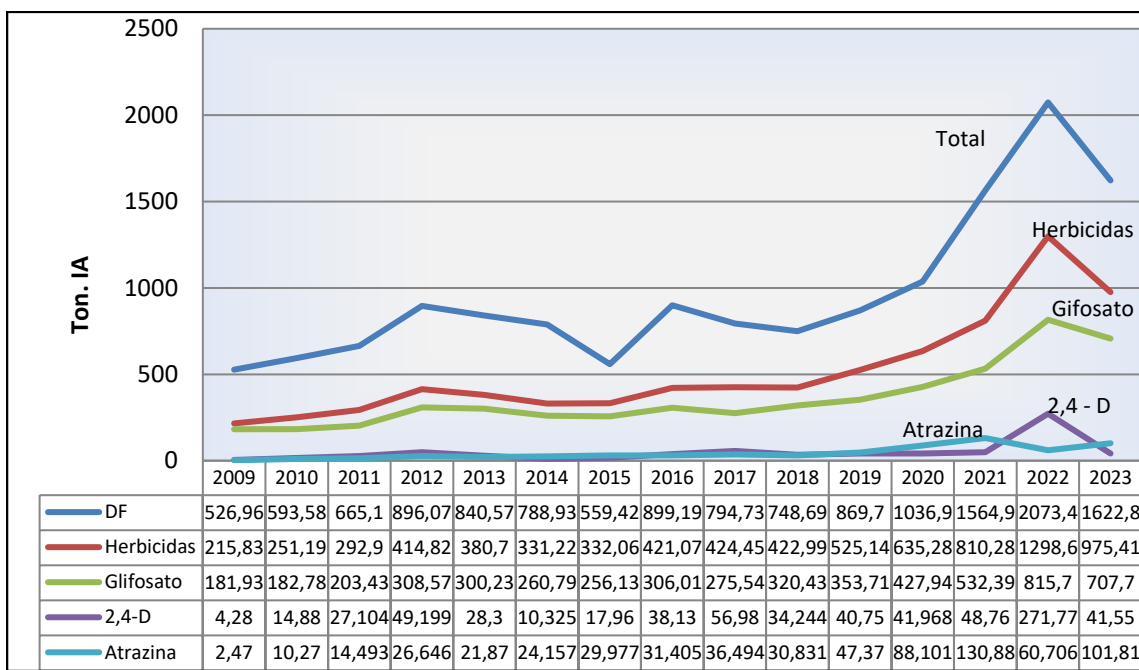
- *Ingrediente ativo (i.a): agente físico, químico ou biológico que confere eficácia a agrotóxicos, a produtos de controle ambiental e afins;*
- *Produto formulado (PF): agrotóxico, produto de controle ambiental ou afim obtido a partir de produto técnico ou de pré-mistura, por intermédio de processo físico, ou diretamente de matérias-primas, por meio de processos físicos, químicos ou biológicos;*
- *Produto técnico (PT): produto obtido diretamente de matérias-primas por processo físico, químico ou biológico destinado à obtenção de produtos formulados ou de pré-misturas e cuja composição contém teor definido de ingrediente ativo e de impurezas, podendo conter estabilizantes e produtos relacionados, tais como isômeros.*

Para o ano de 2023, os produtos agrotóxicos mais vendidos, de acordo com a classe de uso, foram: em primeiro lugar, os herbicidas (61,49%), seguidos dos fungicidas (16,05%) e dos inseticidas (11,09%). Entre os herbicidas, o mais consumido no país é o glifosato (213 mil toneladas); seguido do 2,4-D (45,4 mil toneladas) e da atrazina (22,7 mil toneladas) (IBAMA, 2024a).

As figuras 2 e 3 descrevem as quantidades dos ingredientes ativos (herbicidas) mais vendidos no Brasil e no Distrito Federal, de 2009 a 2023. Nota-se que a tendência de evolução de consumo nacional e no DF são similares. Com curva ascendente, contudo, de acordo com o Ibama, as vendas nacionais em 2023 foram de 755,4 mil toneladas de ingredientes ativos (i.a), o que representa um decréscimo de, aproximadamente, 5,64 % em relação ao ano anterior (2022), cujas vendas foram de 800,6 mil toneladas de i.a. O DF também apresentou uma redução nas vendas 2022 para 2023, com uma queda de 2.073 para 1.622 toneladas de i.a (21,8%).



**Figura 2.** Vendas de agrotóxicos no Brasil (Mil Ton. i.a).  
 Fonte: Elaboração própria, com base em IBAMA, 2024a



**Figura 3.** Vendas de agrotóxicos no Distrito Federal (Ton. de i.a)  
 Fonte: Elaboração própria, com base em IBAMA, 2024a.

A Tabela 1 apresenta o consumo dos herbicidas mais vendidos de 2018 a 2023, em relação ao total comercializado. Observa-se que no Distrito Federal, a participação das vendas do glifosato foi superior às vendas nacionais, quando comparada em termos percentuais.

**Tabela 1.** Vendas dos principais herbicidas no DF em relação às vendas nacionais.

Ano	Consumo Nacional (% em relação ao total)			Consumo no Distrito Federal (% em relação ao total)		
	Glifosato	2,4-D	Atrazina	Glifosato	2,4-D	Atrazina
2018	35%	15%	15%	43%	8%	10%
2019	35%	14%	11%	41%	8%	13%
2020	36%	14%	14%	41%	7%	21%
2021	30%	15%	17%	34%	6%	25%
2022	33%	13%	18%	39%	21%	7%
2023	28%	12%	11%	44%	4%	14%

Fonte: Boletins de Comercialização de Agrotóxicos (IBAMA, 2024a).

Ainda deve-se considerar que os agrotóxicos possuem características diferentes em função da estrutura atômica dos seus ingredientes ativos e dos seus arranjos moleculares. Apesar do glifosato, do 2,4-D e da atrazina serem enquadrados na mesma classe de uso dos herbicidas, eles apresentam características tanto físico-químicas, quanto de mobilidade e persistência bem distintas quando comparadas entre si.

A dinâmica dos agrotóxicos na paisagem é complexa, podendo variar tanto devido às propriedades físico-químicas, quanto a diversos outros fatores, tais como variáveis ambientais (edáfica, climática, entre outras) que acabam influenciando no destino desses produtos. Por exemplo, atributos químicos, físicos e biológicos do solo podem contribuir diretamente no processo de transporte dos agrotóxicos. Além disto, o escoamento superficial, a deriva e a lixiviação, como forma de transporte dos herbicidas, permitem que estas substâncias sejam deslocadas das áreas de aplicação para fora da área plantada, onde acabam contaminando corpos d'água adjacentes (MONQUERO; SILVA, 2021; PRATA, 2002; PRATA et al., 2003).

A Tabela 2 a seguir descreve alguns parâmetros físico-químicos dos três agrotóxicos mais consumidos no Brasil (glifosato, atrazina e 2,4-D) com informações obtidas junto à base de dados da plataforma internacional *Pesticides Properties DataBase* (PPDB, 2025).

**Tabela 2.** Algumas propriedades físico-químicas, de mobilidade e persistência dos agrotóxicos.

<u>Propriedades</u>	<u>Glifosato</u>	<u>Atrazina</u>	<u>2,4-D</u>
<b>Fórmula Química</b>	C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> NO <sub>3</sub> P	C <sub>8</sub> H <sub>14</sub> ClN <sub>5</sub>	C <sub>8</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
<b>Classe de Uso</b>	Herbicida	Herbicida	Herbicida
<b>Nº CAS</b>	1071-83-6	1912-24-9	94-75-7
<b>Peso molecular (g/mol)</b>	169,07	215,68	221,03
<b>Solubilidade em água mg/L (20°C)</b>	100000 Altamente solúvel	35 Baixa solubilidade	24300 Alta solubilidade
<b>Kd (mL/g)</b>	209,4	-	0,70
<b>Koc (mL/g)</b>	1424	100	39,3
<b>Mobilidade no solo</b>	Ligeiramente móvel	Moderadamente móvel	Móvel
<b>DT<sub>50</sub> solo (meio- vida)</b>	6,45	29	28,8
<b>DT<sub>50</sub> água (meia-vida)</b>	9,9	80	7,7
<b>Pressão de vapor mPa (20°C)</b>	0,0131 Baixa volatilidade	0,039 Baixa volatilidade	0,009 Baixa volatilidade
<b>Fotólise aquosa DT50 (dias) (20°C; pH: 07)</b>	55,2	2,6	38
<b>Hidrólise aquosa DT50 (dias) (20°C; pH: 07)</b>	0 Estável	86 Moderadamente persistente	0 Estável
<b>Constante da Lei de Henry (20°C) (P m<sup>3</sup>mol<sup>-1</sup>)</b>	2,2 x 10 <sup>-8</sup> Não volátil	1,5x 10 <sup>-4</sup> Não volátil	4,0 x 10 <sup>-6</sup> Não volátil
<b>Degradação do solo (DT<sub>50</sub>) (aeróbico) (laboratório 20 °C)</b>	17,3 Não persistente	66 Moderadamente	4,4 Não persistente
<b>Índice de potencial de lixiviação GUS</b>	0,29 Baixa lixiviabilidade	2,57 Faixa de transição	3,82 Alta lixiviabilidade
<b>pKa Constante de dissociação (25 °C)</b>	2,3	1,7	3,40

**Nº CAS:** número de identificação da substância química; **Kd:** coeficiente de distribuição solo/sedimento;

**K<sub>oc</sub>:** coeficiente de distribuição normalizada carbono orgânico; **DT<sub>50</sub>:** tempo necessário para a concentração da substância em condições definidas diminuir para 50% da concentração inicial; **Pressão de vapor:** medida relativa da volatilidade de um produto químico em seu estado puro; **Fotólise:** Reação química causada pela luz na qual uma ligação química é quebrada; **Hidrólise:** Processo químico de decomposição envolvendo a fragmentação de uma molécula causada por uma molécula de água responsável pela quebra; **Constante da Lei de Henry:** fornece indicação da preferência de um produto químico pelo ar em relação à água, ou seja, sua volatilidade; **Índice de GUS:** indicador geral de risco baseado em propriedades físico-químicas não leva em consideração condições do ambiente, taxa de aplicação, tempo de aplicação ou a formulação; **pKa:** Constante de dissociação ácida, é uma medida quantitativa da força de um ácido em solução, definido como o logaritmo negativo da constante de dissociação ácida (K<sub>a</sub>) de uma substância. quanto menor o valor de pKa, maior é a tendência do composto em doar prótons (H<sup>+</sup>) em solução aquosa, ou seja, mais forte é o ácido.

Fonte: PPDB (2025); Glossário de termos da base de dados (PPDB, 2025a).

O coeficiente de adsorção Koc (coeficiente de distribuição normalizado pelo carbono orgânico do solo) representa a tendência de partição de um agrotóxico da fase líquida para as partes sólidas do solo, em particular a fração de carbono orgânico. Esse parâmetro é obtido pela

razão entre o coeficiente de partição sólido-líquido ( $K_d$ ) e o teor de carbono orgânico do solo, permitindo estimar o comportamento do composto em diferentes tipos de solo (ARAÚJO, 2023). O processo de adsorção consiste na penetração do agrotóxico nos espaços porosos e microscópicos do solo, incluindo minerais e matéria orgânica, por meio de interações físico-químicas (SOUZA, 2014).

Ainda sobre a sorção, esta pode ser expressa por três coeficientes:  $K_d$ ,  $K_{oc}$  e  $K_f$ , sendo este último derivado da isoterma de Freundlich. O modelo de Freundlich descreve o processo de adsorção de um soluto por um material adsorvente, no qual a quantidade de soluto adsorvido por unidade de massa do adsorvente é expressa como uma função da concentração de equilíbrio (MONQUERO; SILVA, 2021; PPDB, 2025a).

Sobre as propriedades físico-químicas citadas, o  $K_{oc}$  e a solubilidade, geralmente, são inversamente proporcionais, ou seja, o baixo  $K_{oc}$  e a alta solubilidade resultam em menor adsorção do agrotóxico (ARAÚJO, 2023). De modo geral, os agrotóxicos com alta solubilidade e mobilidade em água têm maior tendência de atingir as águas subterrâneas por meio da lixiviação, enquanto, compostos com baixa mobilidade tendem a ficar no solo, podendo alcançar os corpos hídricos superficiais pelo escoamento e erosão. Sobre a pressão de vapor, há probabilidade de que os agrotóxicos com grande pressão de vapor sejam transportados a maiores distâncias (ARAÚJO, 2023, citando CALDAS, 2019).

### **3.2.1 - O uso dos Herbicidas**

Os herbicidas fazem parte da classe de uso dos agrotóxicos, os quais são utilizados para prevenir ou interromper o crescimento de plantas indesejadas, denominadas plantas daninhas. Eles são conhecidos desde a agricultura antiga, quando produtos naturais como sal e borras de azeite de oliva eram utilizados. Os produtos sintetizados quimicamente foram desenvolvidos em meados do século XX, tendo o uso aumentando pela intensificação da produção agrícola, a partir da década de 60 (MESNAGE; SZÉKÁCS; ZALLER, 2021).

Além disso, os herbicidas são também classificados por grupos químicos, que agem em locais específicos, denominados “sítios de ação”, os quais se ligam inibindo funções vitais da planta e de acordo com o seu mecanismo de ação. O mecanismo de ação deve ser considerado em situações como no manejo da resistência de plantas daninhas ao produto. Para ser eficaz, um herbicida aplicado às folhas das plantas daninhas deve ser retido pela folhagem, penetrar à cutícula, entrar na célula, atingir o local de ação, ligando-se à enzima alvo e inibindo-a (ROMAN et al., 2005).

O herbicida é um composto de moléculas que tem como alvo principal os processos fisiológicos das plantas, ele atua interferindo os processos metabólicos da planta daninha, fazendo com que ela morra ou pare de crescer. Dependendo do modo de aplicação, o herbicida pode ser seletivo, com apenas um alvo da planta, ou não seletivo, afetando toda a vegetação. Embora o herbicida seja eficaz no controle de ervas daninhas e da vegetação indesejada, ele traz impactos negativos ao meio ambiente à saúde humana, uma vez que, alguns produtos podem ser vulneráveis à volatilização, lixiviação e escoamento superficial, fazendo com que se acumulem em solos e corpos hídricos próximos à área de aplicação (ROMAN et al., 2005).

O uso intensivo dos herbicidas desempenha um papel crítico na contaminação ambiental, expondo plantas e animais não alvos. Embora muitos herbicidas, como o Glifosato, tenham sido, inicialmente, considerados como muito seguros, há evidências de que hoje eles causam efeitos negativos nas funções do ecossistema, por meio de alterações nas comunidades microbianas do solo, das plantas e animais, necessitando de um uso controlado (RUUSKANEN et al., 2023). Estes produtos ao contaminarem os corpos hídricos podem causar efeitos letais e subletais, como alterações genéticas, bioquímicas, morfofuncionais a diferentes populações de organismos aquáticos ou alterações na dinâmica das comunidades aquáticas (CRUZ et al., 2021).

### **3.2.2 - O ingrediente ativo Glifosato**

O glifosato é um herbicida não seletivo, de amplo espectro usado em uma gama de cultivos, para controle de ervas daninhas e gramíneas. É altamente solúvel em água. É moderadamente tóxico para pássaros, para a maioria dos organismos aquáticos, para minhocas e abelhas (PPDB, 2025).

Devido a sua alta solubilidade, baixo coeficiente de partição octanol-água ( $K_{ow}$ ), baixa pressão de vapor e baixa Constante de Henry, justifica-se seu baixo potencial de volatilização e bioacumulação. Contudo, estima-se que ele atinja corpos hídricos superficiais, por meio da deriva de pulverização, pelo escoamento superficial e, pela sorção de complexos glifosato-metal em sedimentos erodidos (USEPA, 2020a).

O seu potencial relativo de acumulação em solos está relacionado, principalmente, a sua capacidade de se ligar a óxidos de alumínio e ferro, formando complexos metálicos. Há uma alta afinidade de sorção do glifosato devido ao fato dele se prender aos minerais de Fe e Al presentes nos solos (COUTINHO; MAZO, 2005). Os óxidos de ferro desempenham um papel

importante na retenção do glifosato. Dentre os óxidos de ferro, a ferrihidrita, hematita e goethita tiveram maior impacto no processo de adsorção (MENDES et al., 2014).

A curta meia-vida do glifosato, dependendo de condições ambientais específicas, implica que, uma vez presente na água, ele pode ser rapidamente degradado em metabólitos, como o ácido aminometilfosfônico (AMPA), considerado o principal produto de degradação do glifosato e substancialmente mais persistente que o composto original (FERNANDES et al., 2019). No solo, o tempo de meia-vida ( $DT_{50}$ ) do glifosato é de aproximadamente 17 dias, sendo classificado como não persistente. Em contraste, o AMPA apresenta  $DT_{50}$  de cerca de 114 dias, sendo considerado persistente no ambiente (PPDB, 2025).

O uso do glifosato está permitido nos EUA, contudo, revisões periódicas são realizadas para avaliar riscos associados ao seu uso. Na União Europeia, o glifosato também está aprovado como substância ativa, até 15 de dezembro de 2033, e seu uso está sujeito a condições e restrições. De acordo com a Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos (EFSA) e a Agência Europeia dos Produtos Químicos (ECHA), não há justificativa científica ou legal para uma proibição do uso desta molécula, o que levou a sua renovação de uso em 2023. Assim, sob as condições de aprovação, seguindo boas práticas agrícolas, o glifosato foi considerado como não apresentando efeitos nocivos à saúde humana ou efeitos inaceitáveis ao meio ambiente tendo seu uso permitido na Europa (EUROPEAN UNION, 2024).

No Brasil, o glifosato também passou por reavaliação toxicológica quanto ao seu risco à saúde humana, junto à ANVISA, conforme disposto na resolução colegiada - RDC 441/2020. O uso do ingrediente ativo no país foi mantido, com restrições no seu registro, sob medidas de mitigação de danos à saúde humana (ANVISA, 2024b).

### **3.2.3 – O ingrediente ativo Atrazina**

A atrazina é um herbicida usado no controle de ervas daninhas e gramíneas de folhas largas. Tem ação seletiva e sistêmica com atividade residual e foliar. Tem baixa solubilidade aquosa, é volátil e, com potencial de lixiviar para águas subterrâneas. É moderadamente tóxica para mamíferos, e moderadamente tóxica para minhocas, abelhas, com menor risco para pássaros (PPDB, 2025). É moderadamente tóxica para a maioria das espécies de peixes e invertebrados aquáticos. Além disso, a atrazina apresenta toxicidade para plantas vasculares aquáticas e microalgas (produtores primários), por meio da inibição da fotossíntese na via do fotossistema II, causando efeitos observados sobre essas comunidades (USEPA, 2012).

A molécula foi desenvolvida pela primeira vez em 1958, sendo ainda hoje um dos herbicidas de cloro mais amplamente utilizados na agricultura. É um herbicida seletivo utilizado no controle de diferentes ervas daninha de folhas largas e gramíneas em grandes culturas. Ademais é um herbicida sistêmico da triazina clorada, com maior uso nas culturas de milho, sorgo e cana-de-açúcar. Na avaliação de risco ecológico realizada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) foi descrito que os riscos associados aos produtos de transformação da atrazina, ou seja, os produtos de degradação detectados, Desetilatrazina (DEA), Desisopropilatrazina (DIA), Desetildesisopropilatrazina (DEIA), e Hidroxiatrazina (HA), permanecem incertos, tanto nos ambientes terrestres quanto aquáticos (USEPA, 2016, citando FARRUGGIA et al., 2016, SMITH et al., 2021).

Devido à sua persistência, alta mobilidade e uso intensivo, a atrazina e seus derivados estão entre os herbicidas mais detectados em águas subterrâneas e superficiais de áreas agrícolas (D'ANDREA et al., 2020; PÉREZ-INDOVAL et al., 2022).

Em consulta ao Sistema Agrofit do Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA, 2024), foi verificado que os produtos agrotóxicos de uso agrícola registrados no Brasil, a base de atrazina, são utilizados apenas nas culturas da cana-de-açúcar, do milho e do sorgo. Não foi identificado produto registrado a base desse ingrediente ativo utilizado na cultura da soja.

No Brasil, o Projeto de Lei (PL) nº 5080/2023 propôs a proibição do uso e da aplicação de agrotóxicos que contêm a atrazina em todo o território nacional. A tramitação legislativa indica que o projeto recebeu pareceres contrários, com requerimento de retirada de pauta, em outubro de 2025 (BRASIL, 2023).

### **3.2.4 - O ingrediente ativo 2,4-D (ácido)**

O 2,4-D é um herbicida seletivo e sistêmico, usado para o controle de ervas daninhas de folhas largas. É altamente solúvel em água. Não é persistente no solo. É moderadamente tóxico para mamíferos. É moderadamente tóxico para pássaros e a maioria das espécies aquáticas, bem como para abelhas e minhocas (PPDB, 2025).

É amplamente utilizado no Brasil, sendo um dos herbicidas mais detectados em água (BROVINI et al., 2023). Ele surgiu na década de 1940, é um herbicida seletivo da família dos fenóxidos, utilizado para controlar as ervas daninha de folhas largas (GOULART et al., 2020). Os produtos de degradação de 2,4-D detectados nos vários estudos de destino ambiental de laboratório foram: 1,2,4-benzenotriol, 2,4-diclorofenol (2,4-DCP), 2,4-dicloroanisol (2,4-

DCA), 4-clorofenol, clorohidroquinona (CHQ), orgânicos voláteis, resíduos ligados e dióxido de carbono (USEPA, 2005).

Este herbicida é utilizado em uma ampla variedade de ambientes, sendo considerado moderadamente persistente em ambientes aquáticos. Embora altamente móvel, as taxas rápidas de mineralização podem reduzir o potencial do 2,4-D de afetar as águas subterrâneas. A forma ácida do 2,4-D é muito resistente à hidrólise abiótica. O 2,4-D foi detectado em riachos e águas subterrâneas rasas em baixas concentrações, tanto em áreas agrícolas, como lavouras de cereais e pastagens, quanto em áreas urbanas, incluindo gramados residenciais, parques, campos esportivos e margens de rodovias. O transporte do herbicida ocorre principalmente por escoamento superficial, drenagem pluvial urbana e deriva de pulverização, resultando em sua presença recorrente em córregos, rios e reservatórios inseridos em bacias hidrográficas de uso misto (USEPA, 2005).

### **3.2.5 - O cultivo de grãos no Brasil e o uso de agrotóxicos**

Atualmente, o Brasil é o maior produtor e exportador de soja do mundo, sendo possível seu cultivo praticamente em todos os estados. No ano de 2019, a produção brasileira superou a americana (IBGE, 2023). A partir da década de 1960, essa cultura provocou importantes mudanças na base da produção brasileira. A produção em escala comercial teve início no Rio Grande do Sul por volta de 1935. Em nenhuma outra cultura houve tanto incentivo estatal por meio de políticas de financiamento. Com a consolidação da soja na região do Cerrado, o Brasil se tornou o segundo maior produtor. Em 40 anos de cultivo nesta região, a produção de soja cresceu quase sete vezes, enquanto a área cultivada aumentou quatro vezes (BEZERRA et al., 2022).

A soja, o milho e a cana-de-açúcar, juntos, representaram 76% de toda a área plantada no Brasil. Sendo que a soja é a cultura que mais utiliza agrotóxico, representando 63% do total, seguido do milho (13%) e da e cana-de-açúcar (5%) (PIGNATI et al., 2017). Em 2024, a soja manteve-se como a principal cultura consumidora de agrotóxicos no Brasil, correspondendo a 57% da área tratada. Na sequência, destacaram-se o milho, com 16%, o algodão, com 7%, e a cana-de-açúcar, com 4% da área tratada total no país (SINDIVEG, 2024).

No Cerrado brasileiro, as principais culturas agrícolas são os extensos plantios de soja, milho e algodão, encontrados, predominantemente, em terreno de platôs ou chapadões (terrenos planos), em solos profundos, ácidos, com baixa fertilidade e elevada concentração de sílica e

alumínio. A criação de cultivares adaptadas ao clima tropical aliada a outros fatores, como preço atrativo de terras, crédito rural, e a crescente demanda internacional, impulsionaram a expansão da soja para o referido bioma (SANO et al., 2020). De 1975 a 1985, não houve expansão da soja no bioma, contudo, a partir da década de 1990, esse cenário começou a ser alterado, com o aumento do número de microrregiões sendo cultivadas no Cerrado. Além da soja, outra cultura de destaque foi a do milho, em 1975, cerca de 20% do milho colhido no Brasil era de origem do Cerrado, enquanto em 2015, esta participação aumentou para 49%. Em quatro décadas, o bioma tornou-se a principal região de cultivo de grãos do país (SANTANA et al., 2020).

A expansão da soja no Brasil trouxe reflexos sobre diversas outras culturas, em especial para o milho, não apenas realizando uma mudança geográfica para o plantio, com o avanço das culturas para a região Centro-Oeste (fronteira agrícola), mas incentivando o cultivo do “milho safrinha”. Ao longo das últimas décadas, a produção do milho safrinha superou a produção do milho de verão, correspondendo a 76% da produção nacional do milho (CONAB, 2025). A soja mudou a época de plantio do milho, com o avanço da soja, o milho passou a ser plantado em sucessão à oleaginosa. Assim, no final da década de 80, o milho passou a ser plantado em fevereiro ou março, quase sempre depois da soja, passando a ser conhecido como milho safrinha. Com isto, a segunda safra de milho, chamada de safrinha, passou a ser uma excelente opção de cultivo para o outono-inverno, e foi ganhando cada vez mais relevância nas últimas décadas, num processo aliado à expansão da soja (MIRANDA, 2020). O sistema de produção no qual o milho sucede a cultura de verão, possibilitou a sustentação da produção de milho de segunda safra em níveis recordes e com uma estabilidade surpreendente (Portaria SPA/MAPA Nº 276, de 03 de julho de 2024).

### **3.3 - Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos**

A Avaliação de Risco Ambiental (ARA) é definida como o processo de estimar a probabilidade de que efeitos adversos possam ocorrer ou estejam ocorrendo em ecossistemas, como resultado da exposição a um ou mais estressores. Trata-se de um procedimento flexível, que organiza e analisa dados, informações, pressupostos e incertezas com o objetivo de estimar o risco ecológico de forma sistemática (USEPA, 1998). O processo de avaliar risco ecológico tem sido aplicado a diversos problemas, incluindo investigações de contaminação de resíduos perigosos, liberação de contaminantes, cenários de mudanças climáticas, substâncias biocidas,

efeitos de espécies invasoras e organismos geneticamente modificados. Além disto, as avaliações podem ser usadas em uma gama de escalas temporais (dias, anos, décadas, séculos) e espaciais (pequenas áreas, bacias hidrográficas, grandes extensões regionais e continentais) (KAPUSTKA et al., 2015).

Avaliar o destino e o transporte ambiental de produtos agrotóxicos bem como a sua exposição fora das áreas de uso, passaram a ser procedimentos de grande relevância. Uma forma de melhorar a eficiência destes produtos no campo é priorizando a realização de avaliações eficientes, em termos regulatórios (D'ANDREA et al., 2020). Estimar a exposição de pior caso com ferramentas de modelagem é um componente importante da avaliação do registro de agrotóxicos (XIE et al., 2018). Atualmente, há um crescente corpo técnico-científico que enfatiza a necessidade de se avançar nas metodologias de avaliação de risco, principalmente, para melhorar as estruturas regulatórias, garantindo a qualidade dos dados para obter mais conhecimentos sobre os impactos causados por estressores à biodiversidade e ao ecossistema (ARPAIA, 2021). Existem inúmeros modelos matemáticos computacionais que são utilizados como ferramentas eficazes, e mais viáveis, tanto em termos de tempo quanto em termos de custos, para simular as distribuições e transformações dos agrotóxicos na atmosfera, nas plantas, nos solos e nos sistemas aquáticos (REN et al., 2024).

### **3.3.1 - Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos na Europa**

Os esquemas de ARA de agrotóxicos da União Europeia consideram opiniões e orientações relevantes desenvolvidas por agências e órgãos científicos dos Estados-Membros, sob coordenação da *European Food Safety Authority* (EFSA, 2025). A avaliação de risco segue métodos de análise validados e adequadamente sensíveis para determinar substância ativa, metabólitos, impurezas relevantes e resíduos. Estes métodos de análise abrangem diferentes matrizes ambientais, como solo, ar, água, plantas, incluindo métodos de monitoramento, com base nas diretrizes da OCDE (*Organisation for Economic Co-operation and Development*), Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (CILIA; KANDRIS, 2023).

A avaliação de risco ambiental de agrotóxicos para organismos aquáticos proposta pela EFSA baseia-se em uma abordagem escalonada (*tiered approach*), onde o risco é inicialmente avaliado de forma conservadora e, quando necessário, refinado por meio da incorporação de dados mais realistas. Essa estrutura estabelece a avaliação do risco, por meio de etapas sucessivas, com níveis crescentes de complexidade. A avaliação de risco aquático integra as

estimativas de exposição e as avaliações de efeitos agudos e crônicos, permitindo uma análise progressiva e protetiva dos potenciais impactos sobre os organismos aquáticos (EFSA, 2013b).

### **3.3.2 - Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos nos EUA**

Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental, por meio do ato federal “*Federal Insecticide Fungicide Rodenticide Act (FIFRA)*”, realiza a avaliação de risco com o objeto de avaliar os impactos dos agrotóxicos em organismos não alvo. O risco ecológico de agrotóxicos envolve avaliar os níveis de exposição ambiental com os efeitos adversos que podem ocorrer a organismos não alvo, devido à toxicidade destes produtos. Além disso, a avaliação é realizada em fases (*Tiers*), começando de forma mais conservadora, exigindo menos esforços, e aumentando a complexidade de esforços, de acordo com a necessidade de cada análise e com a disponibilidade de dados e informações que possibilitem análises mais complexas. Além disso, os riscos podem ser abordados em diferentes escalas de indivíduo, população, espécie, grupo taxonômico, bem como em escalas geográficas: local, regional, nacional (USEPA, 2024a).

Atualmente, a Agência americana dispõe de vários modelos preditivos para avaliar a exposição de agrotóxicos tanto em organismos terrestres não alvo, como organismos do solo, aves, mamíferos, abelhas e plantas, quanto em ambientes aquáticos, incluindo algas, peixes, anfíbios, invertebrados aquáticos e, plantas aquáticas. A USEPA também disponibiliza modelos específicos para gerar estimativas de deriva de pulverização, entre outros aspectos relacionados ao destino ambiental destes compostos (USEPA, 2020a).

No escopo de avaliação de risco ecológico apresentado pela referida agência, o procedimento inicia-se com a formulação do problema, seguido da caracterização dos riscos, que se divide em dois componentes principais, a caracterização da exposição e a caracterização dos efeitos. Na caracterização da exposição, as rotas de transporte dos produtos devem ser bem analisadas. Já na caracterização dos efeitos, devem ser analisados os efeitos nocivos causados aos organismos expostos ao agrotóxico.

### **3.3.3 – Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos no Brasil**

No contexto regulatório do Brasil, para que um produto agrotóxico seja registrado, três órgãos federais competentes o avaliam, entre estes, o Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), que avalia a eficácia e emite o número do registro; o Ministério da Saúde, representado pela Agência de Vigilância Sanitária (Anvisa), que realiza a avaliação

toxicológica, voltada a questões ligadas à saúde humana; e o Ministério do Meio Ambiente, representado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), que realiza a avaliação ambiental, a diferentes organismos e ao comportamento ambiental (BRASIL, 2002).

Quanto às avaliações ambientais, atualmente, no processo de registro de agrotóxicos no Brasil existem dois procedimentos de avaliações, a primeira, a Avaliação do Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA), e a segunda, a Avaliação de Risco Ambiental (ARA). Todo produto agrotóxico registrado no país deve passar pela avaliação de perigo, que se encontra consolidada.

A Avaliação do Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA) é o resultado da análise de testes físico-químicos, ecotoxicológicos e de comportamento ambiental previstos em normas específicas (IBAMA, 2024c). Quando registrado, o produto receberá uma classificação, sendo a classe I, a de maior perigo e a classe IV, a de menor perigo ambiental (IBAMA 2024b).

Após a realização desta avaliação, os produtos são enquadrados nas seguintes classes ambientais:

**Classe I** - Produto **ALTAMENTE PERIGOSO** ao meio ambiente;

**Classe II** - Produto **MUITO PERIGOSO** ao meio ambiente;

**Classe III** - Produto **PERIGOSO** ao meio ambiente;

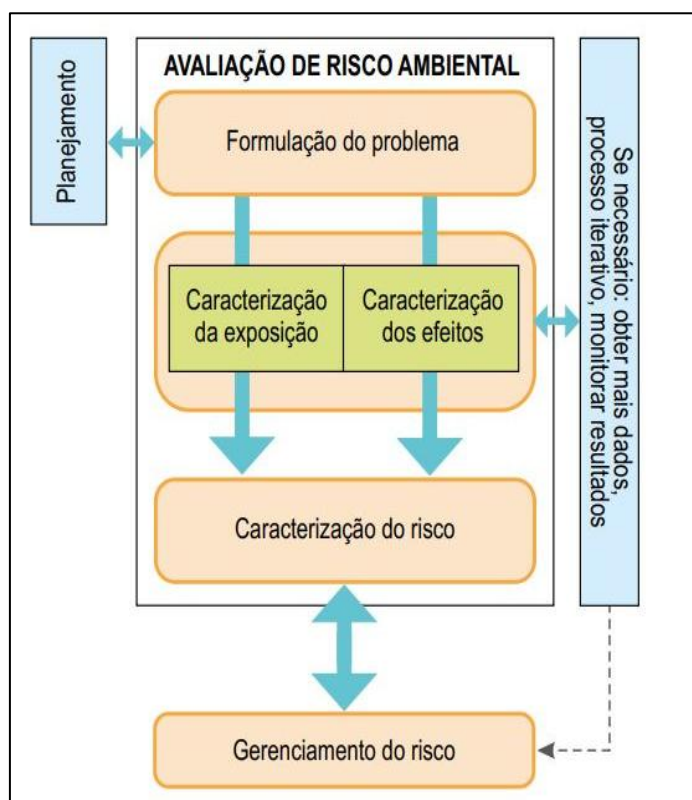
**Classe IV** - Produto **POUCO PERIGOSO** ao meio ambiente.

No Brasil, a ARA de agrotóxicos tem sido progressivamente estruturada pelo IBAMA. Em 2012, o Instituto publicou o documento técnico “Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos para Organismos Não Alvo” (IBAMA, 2012), no qual são apresentadas as etapas da ARA no processo de registro desses produtos no país. Posteriormente, foram estabelecidas diretrizes específicas da avaliação de risco para abelhas por meio da Instrução Normativa Ibama nº 02/2017, seguido do Manual de Avaliação de Risco de Agrotóxicos para Abelhas, que apresenta orientações metodológicas detalhadas (BRASIL, 2017; IBAMA, 2020).

Neste documento são apresentadas as etapas da avaliação realizada no país, onde a primeira etapa inicia-se com a “Formulação do problema”, partindo da hipótese de risco, ou seja, a suposição inicial, relacionando os fatores de risco específicos para analisar possíveis efeitos adversos (IBAMA, 2020). A segunda fase da avaliação é a “Caracterização da exposição”, onde se define quais são os cenários de exposição do agrotóxico, com base no conjunto de condições ou suposições sobre as fontes de contaminação, as rotas de exposição do produto no ambiente, a quantidade ou concentração esperada do agente estressor (agrotóxico)

no meio ambiente. Em seguida, tem-se a “Caracterização dos efeitos”, para verificar potenciais efeitos adversos ocasionados a determinado organismo, usando de parâmetros definidos, como por exemplo, a letalidade ou efeitos subletais daquele organismo quando exposto a uma determinada dose ou concentração do agrotóxico. Na fase da “Caracterização do risco”, calcula-se o Quociente de Risco (QR), que é obtido pela razão entre a CAE, decorrente da caracterização da exposição, pela toxicidade do agrotóxico a um organismo não alvo (ex. abelhas. E por fim, o “Gerenciamento do risco” que é a fase pautada em medidas de mitigação para redução do risco identificado no processo da ARA (IBAMA, 2020).

A título de exemplo, o esquema a seguir detalha todas estas etapas da ARA utilizadas na avaliação de risco para abelhas no Brasil (Figura 4).



**Figura 4.** Esquema da Avaliação de Risco Ambiental (ARA) de agrotóxicos para abelhas no Brasil. Fonte: IBAMA, 2020.

### 3.4 – Ecotoxicidade

A Ecotoxicidade é a ciência que estuda os efeitos tóxicos de poluentes naturais ou sintéticos sobre os organismos vivos, animais, plantas e microrganismos, considerando sua integração nos ecossistemas e as interações entre os diferentes níveis biológicos. (TRUHAUT,

1977). Os estudos de toxicidade são ferramentas fáceis de serem empregadas e geram resultados sobre os possíveis efeitos ecotoxicológicos dos produtos químicos em organismos não alvos nos ambientes aquático e terrestre (CRUZ et al., 2021).

O conceito do ambiente receptor foi desenvolvido no âmbito da gestão da contaminação química, permitindo a definição de áreas e de indicadores biológicos onde as atividades de monitoramento devem ser concentradas, com base na exposição esperada de produtos estressores (agrotóxicos). Neste sentido, selecionar espécies teste para serem usadas como indicadores, representa um excelente método de análise. Hoje, essa medida torna-se urgente, uma vez que a tendência natural da evolução dos ecossistemas está acelerada pelas mudanças climáticas e pelo aumento da fragmentação do habitat (ARPAIA, 2021). Há uma necessidade reconhecida de longa data na ecotoxicologia por métodos que integrem aspectos espaciais e heterogeneidade de contexto na avaliação de risco. Além disso, dados de uso abertos e acessíveis tornam-se essenciais para avaliar os efeitos destes produtos na saúde humana e no ecossistema, auxiliando a regulamentação e melhorando a transparência sobre o uso destas substâncias (NICHOLSON et al., 2024).

Os efeitos adversos causados por uma determinada substância a um organismo não alvo, podem ser descritos como agudos ou crônicos, onde a toxicidade aguda é aquela decorrente da exposição com altas concentrações do produto, por um período curto. Já a toxicidade crônica é cumulativa, ou seja, observada em longo prazo (OLIVEIRA-FILHO; SISINNO, 2013). Para avaliar esses efeitos são realizados testes de toxicidade com espécies modelos, em ensaios ecotoxicológicos que ocorrem sob condições específicas, controladas e validadas cientificamente. No entanto, apesar dessas espécies modelos serem utilizadas em estudos mundialmente reconhecidos, é discutido e incentivado a realização de estudos ecotoxicológicos com espécies nativas, como as de clima tropical encontradas no Brasil, todavia isso ainda não vem sendo feito (KRULL; BARROS, 2012, ARAÚJO, 2023).

Cabe esclarecer que, para a toxicidade aguda, estes estudos visam determinar a Concentração Letal ( $CL_{50}$ ), ou seja, a concentração que causa a mortalidade de 50% da população de organismos, ou a Concentração Efetiva ( $CE_{50}$ ) que causa a imobilidade de 50% da população. Já a toxicidade crônica, de longo prazo, avalia efeitos fisiológicos, como a reprodução e o crescimento de uma determinada espécie não alvo em contato com o contaminante. Por esse motivo, os testes realizados determinam parâmetros como a Concentração de Efeito Não Observado (CENO), definida como a maior concentração da substância (agrotóxico) que não causa efeitos adversos sobre um organismo testado, e a

Concentração em que um efeito foi observado (CEO), que corresponde a menor concentração em que um efeito foi observado (COSTA et al., 2008; ARAÚJO, 2023). A toxicidade aguda apresenta uma resposta severa e rápida (curto prazo) e a toxicidade crônica apresenta uma toxicidade cumulativa (período mais longo) trazendo efeitos como mutagênese e carcinogênese (OLIVEIRA-FILHO; SISINNO, 2013).

A ecotoxicologia aquática avalia os efeitos de substâncias químicas sobre os organismos do ecossistema aquático. Estes efeitos podem se manifestar em diferentes níveis de organização, desde estruturas celulares até indivíduos, populações e comunidades (COSTA et al., 2008). Os ecossistemas aquáticos são os principais receptores dos contaminantes, já que são sistemas aquáticos naturais abertos e dinâmicos, que sofrem modificações contínuas na sua composição química. É recomendável avaliar o efeito de uma substância para mais de uma espécie de diferentes níveis tróficos (OLIVEIRA-FILHO; SISINNO, 2013).

No Brasil são exigidos vários estudos ecotoxicológicos que corroboram com as avaliações ambientais para o registro e controle ambiental dos agrotóxicos, conforme disposto na Portaria IBAMA Nº 84, de 15/10/1996 e suas alterações. Para que um produto agrotóxico seja registrado no país são exigidos vários estudos, entre os quais ecotoxicológicos para diversos organismos não alvo (microcrustáceos, algas, peixes, abelhas, aves, ratos e estudos de plantas não alvo). Todos estes estudos são conduzidos seguindo protocolos reconhecidos por instituições como OECD (*Organisation for Economic Co-operation and Development*); USEPA (Agência ambiental americana), ASTM (*American Society for Testing and Materials*), CIPAC (*Collaborative International Pesticides Analytical Council*), e ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) (REBELO; CALDAS, 2014; IBAMA, 2020).

Embora esses estudos ecotoxicológicos sejam realizados em condições controladas de laboratórios e possam não refletir as condições bióticas e abióticas em ecossistemas aquáticos naturais, eles são amplamente utilizados para derivar níveis de concentração considerados seguros ou potencialmente tóxicos para a biota. Alguns dos organismos utilizados em testes ecotoxicológicos (Tabela 3) incluem as algas *Raphidocelis subcapitata* e *Scenedesmus subspicatus* (organismos produtores), os microcrustáceos do gênero *Daphnia* (consumidor primário) e o peixe *Danio rerio* (consumidor secundário) (ARAÚJO; CALDAS; OLIVEIRA-FILHO, 2022).

Muitas das espécies utilizadas em testes ecotoxicológicos são originárias de regiões de clima temperado. Cabe ressaltar, entretanto, que *Danio rerio* (conhecido como peixe-zebra) é um peixe tropical de água doce amplamente empregado como organismo-teste. Ainda assim, é

reconhecida a necessidade de ampliação da geração de dados ecotoxicológicos com espécies tropicais, uma vez que existem diferenças de sensibilidade entre espécies tropicais e temperadas (DAAM; VAN DEN BRINK, 2010; DAAM, 2023).

**Tabela 3.** Algumas espécies aquáticas testadas nos estudos de Ecotoxicidade.

Organismo aquático	Alguns protocolos internacionais reconhecidos	Exemplos de espécies	Efeitos adversos/ Parâmetro/Duração
Algas (Produtor)	OECD 201; EPA 850.4500 (avalia a inibição na taxa de crescimento, rendimento de biomassa)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ; <i>Desmodesmus subspicatus</i> ; <i>Navicula pelliculosa</i> ; <i>Anabaena flos-aquae</i> .	<b>Agudo</b> CE <sub>50</sub> 72h CE <sub>50</sub> 96h
Microcrustáceos (Consumidor Primário)	OECD 202; EPA 850.1010 (avalia mobilidade)	<i>Daphnia s.</i> ; <i>Daphnia magna</i> ; <i>Ceriodaphnia dubia</i> .	<b>Agudo</b> CE <sub>50</sub> (48h)
	OECD 211; EPA 850.1300 (avalia reprodução e crescimento)	<i>Daphnia magna</i> .	<b>Crônico</b> CENO 21 dias
Peixes (Consumidor secundário)	OECD 203; EPA 850.1075 (avalia mortalidade)	<i>Lepomis macrochirus</i> ; <i>Ictalurus punctatus</i> ; <i>Pimephales promelas</i> ; <i>Poecilia reticulata</i> ; <i>Oncorhynchus mykiss</i> ; <i>Oryzias latipes</i> ; <i>Danio rerio</i> .	<b>Agudo</b> CL <sub>50</sub> (96h)
	OECD 210; EPA 850.1400 (avalia efeitos subletais que afeta crescimento, desenvolvimento, sobrevivência)	<i>Oncorhynchus mykiss</i> ; <i>Pimephales promelas</i> ; <i>Danio rerio</i> ; <i>Oryzias latipes</i> .	<b>Crônico</b> CENO 21 dias CENO 32 dias

**CE<sub>50</sub>**: Concentração de Efeito observado 50%. **CL<sub>50</sub>**: Concentração Letal 50%. **CENO**: Concentração de Efeito Não Observado. **Agudo**: decorrente da exposição com altas concentrações do agrotóxico, por um período curto. **Crônico**: é cumulativo, em longo prazo. **OECD**: Organização para a Cooperação e Desenvolvimento. **EPA**: Agência de Proteção Ambiental dos EUA. Fonte: Portaria Nº 84, de 15/10/1996 (IBAMA, 2024b).

**Nível trófico**: Produtor (algas) – Consumidor Primário (microcrustáceos) – Consumidor Secundário (peixes) - Cadeia alimentar do ecossistema aquático. Fonte: COSTA, 2008.

### 3.5- Modelos regulatórios de Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos

Avaliar os efeitos adversos provocados pelo uso dos agrotóxicos no meio ambiente é uma das grandes preocupações mundiais. Diante desta demanda, modelos regulatórios de ARA têm sido utilizados para estimar a exposição e os riscos potenciais associados às diferentes matrizes ambientais (FABRE et al., 2023). Nesse contexto, a modelagem do destino ambiental dos agrotóxicos tornou-se uma ferramenta fundamental, influenciando processos de tomada de decisões por parte das autoridades competentes (PÉREZ-INDOVAL et al., 2022).

Os modelos matemáticos estimam as concentrações de agrotóxicos em diferentes compartimentos ambientais, como na água e no solo. Essas concentrações, então, são integradas aos resultados de estudos ecotoxicológicos, a partir de parâmetros como a Concentração de

Efeito (CE<sub>50</sub>), a Dose Letal (DL<sub>50</sub>) e a Concentração de Efeito Não Observado (CENO), para a caracterização do risco ambiental a diversos organismos. Além disso, muitos modelos buscam avaliar o movimento dos agrotóxicos partindo do local de aplicação, seu destino no sistema solo-planta e as vias ambientais pelas quais passam, incluindo sua transformação/degradação, sorção e dessorção, volatilização, deriva, lixiviação e escoamento superficial (BACH et al., 2017; GOULART et al., 2020; EFSA, 2023).

Na Europa, a ARA de agrotóxicos é conduzida de forma integrada por um conjunto de modelos harmonizados no âmbito do programa FOCUS. O modelo SWASH (*Surface Water Scenarios Help*) é utilizado para cenários representativos de escoamento superficial para corpos hídricos. O PRZM (*Pesticide Root Zone Model*) estima a dinâmica de transporte e degradação de substâncias na zona radicular do solo, fornecendo concentrações na borda do campo tratado. O modelo MACRO é empregado para simular processos de lixiviação, com foco na contaminação de águas subterrâneas. Já o TOXSWA (*Toxic Substances in Surface Waters*) descreve o destino e o comportamento de agrotóxicos na coluna d'água e no sedimento, (BACH et al., 2017).

Nos Estados Unidos e no Canadá, na avaliação de risco ecológico aquático utilizam-se modelos como o PRZM5 (*Pesticide Root Zone Model*) e o VVWM (*Variable Volume Waterbody Model*) que juntos integram a plataforma PWC (*Pesticide in Water Calculator – versão 2.001*) (YOUNG, 2020).

Nos países andinos, existem normativas específicas, no âmbito da Comunidade Andina, adotando o modelo AAST (*Aquatic Assessment Screening Tool*) como ferramenta de triagem e refinamento para a Fase II na ARA de agrotóxicos (COMUNIDAD ANDINA, 2016).

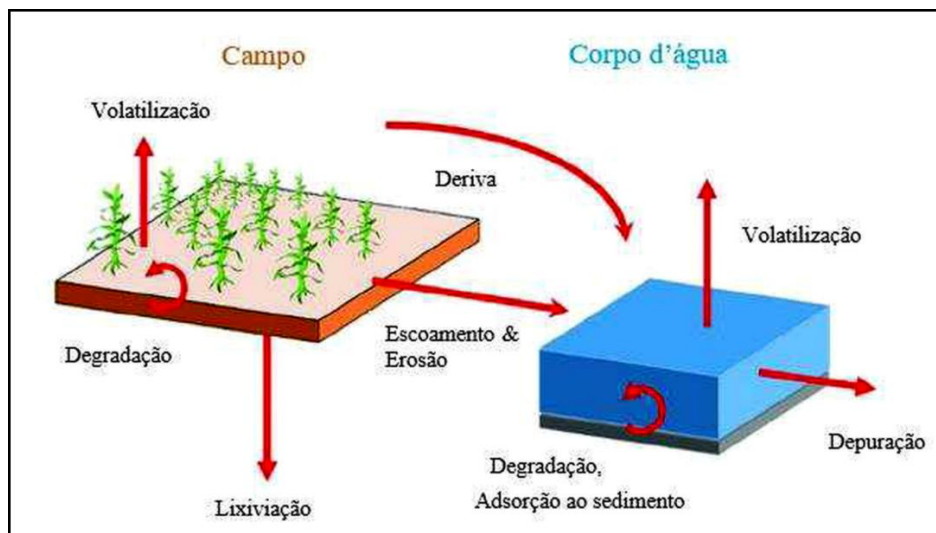
Já outros países adotam modelos próprios ou adaptações de modelos europeus e norte-americanos em suas estruturas regulatórias, considerando suas particularidades ambientais, climáticas e agrícolas.

### **3.5.1 – O modelo regulatório *Pesticide in Water Calculator* - PWC**

O PWC é uma plataforma de modelagem regulatória desenvolvida para estimar concentrações de agrotóxicos em corpos d'água decorrentes de aplicações em uma determinada região (YOUNG, 2020). O modelo simula um campo agrícola tratado adjacente a um corpo hídrico padrão e representa os principais processos físicos e químicos que influenciam essas concentrações de agrotóxicos, permitindo a estimativa de concentrações tanto em avaliações

ecológicas de águas superficiais quanto de águas subterrâneas destinadas ao consumo humano, no contexto da avaliação de risco à saúde humana (USEPA, 2024d).

A Figura 5 representa o modelo conceitual descrito no PWC de acordo com a USEPA para transporte e destino de agrotóxicos.



**Figura 5.** Modelo conceitual PWC (USEPA).  
Fonte: OLIVEIRA, 2020, modificado da EPA, 2019.

No Brasil, o IBAMA, órgão federal responsável pela avaliação e controle ambiental dos agrotóxicos, tem como proposta ainda em discussão o uso do PWC, como ferramenta a ser utilizada na ARA de agrotóxicos para organismos aquáticos. De acordo com o Projeto Ibama/FDD (Fundo de Direitos Difusos do Ministério da Justiça e Segurança Pública N° 44/2019) há encaminhamentos sobre a criação de cenários de exposição brasileiros para avaliar o risco dos agrotóxicos no país, com base no referido modelo americano. O Instituto recebeu verba para a implementação da Avaliação de Risco Ambiental do uso dos agrotóxicos, conforme Extrato do Termo de Execução Descentralizada FDD N° 44/2019 (Projeto Ibama/FDD: Implementação da Avaliação de Risco Ambiental, conforme publicado no Diário Oficial da União, de 12 de agosto de 2019; IBAMA, 2024e).

O PWC tem sido citado em diversas pesquisas científicas não apenas nos Estados Unidos, mas também em outros países, sendo reconhecido como uma ferramenta de apoio à avaliação do risco ecológico em ambientes aquáticos para subsidiar processos de tomada de decisão.

Alguns artigos científicos recentes que utilizam ou discutem a aplicação do PWC estão descritos na Tabela 4.

**Tabela 4.** Publicações científicas dos últimos anos relacionadas ao modelo PWC.

Nº	Local do Estudo	Referência (Autor/Ano)	Modelo	Substâncias	Descrição
1	EUA	FRY et al., 2016	PWC	Agrotóxicos	Dados meteorológicos diários para modelagem da exposição a agrotóxicos nos EUA.
2	EUA	HUFF HARTZ; EDWARDS; LYDY, 2017	PWC	Teflutrina; Clotianidina.	Destino e Transporte de inseticidas.
3	EUA	XIE et al., 2018	PWC	Agrotóxicos	Exposições de agrotóxicos em águas receptoras agrícolas, faixas de filtros vegetativos.
4	EUA	MUÑOZ-CARPENA; RITTER; FOX, 2019	PWC	Agrotóxicos	Comparação de equações empíricas para avaliação de risco.
5	EUA	YOUNG, 2019	PWC	Agrotóxicos	Ferramentas da USEPA para modelar pesticidas em águas superficiais.
6	EUA	RUMSCHLAG; BESSLER; ROHR, 2019	PWC	31 herbicidas e inseticidas	Exposição com modelos de destino e transporte cultura do milho.
7	EUA	SINNATHAMBY et al., 2020	PWC	Clorpirifós; Diazinon; Malation.	Análise de sensibilidade da concentração de agrotóxicos.
8	Argentina	D'ANDREA et al., 2020	PWC	2,4-D e Glifosato.	Sensibilidade do modelo <i>Pesticide in Water Calculator</i> na região do Pampa – Argentina.
9	EUA	DREIER et al., 2020	PWC	Tiametoxam; Clorotalonil; Atrazina.	Exposição e efeito de agrotóxicos, e curvas de risco.
10	EUA	PURUCKER. T., 2020	PWC	Agrotóxicos	Análise de sensibilidade e avaliação de modelos de escoamento.
11	Brasil	DE OLIVEIRA KAMINSKI; VIEIRA, 2021	PWC	Glifosato	Parametrização cenários brasileiros, (Brotas/ SP). Curvas de sensibilidade para peixes.
12	EUA	SMITH et al., 2021	PWC	Atrazina	Avaliação de risco para espécies listadas, controladas nos EUA.
13	Espanha	PÉREZ-INDOVAL et al., 2021	PWC	Clorpirifós; Bromacil; Terbulilazina	Modelagem de águas subterrâneas Aquífero Buñol-Cheste (Espanha).
14	África do Sul	VAN DER LAAN et al., 2022	PWC	Atrazina	Dinâmica da lixiviação de atrazina em solos superficiais com baixo teor de carbono.
15	Itália	CENTANNI et al., 2023	PWC (citado) e outros modelos	Agrotóxicos	Revisão de modelos de agrotóxicos em água doce.
16	Brasil	CASALLANOVO et al., 2023	PWC	Dois herbicidas testados	Análise dos parâmetros de escoamento e erosão cenários brasileiros (Uberlândia/MG e Arapoti/PR).

17	Seis grupos de países	HUANG; LI, 2024	PWC (citado) e outros modelos	Agrotóxicos	Triagem de modelos globais para emissões de agrotóxicos e qualidade da água doce superficial.
18	Brasil	SANTOS et al., 2024	PWC	Agrotóxicos	Proposta de uma estrutura para avaliação de risco de agrotóxicos no Brasil para organismos aquáticos.
19	EUA	EL AFANDI; IRFAN, 2024	PWC (citado) e outros modelos	Agrotóxicos	Metodologias para avaliar os riscos à exposição a agrotóxicos e suas aplicações prática.
20	Brasil	CASALLANOVO et al., 2025	PWC PECSOIL e SCAPE	Agrotóxicos	Uso do PWC para estimar concentrações ambientais no solo.
21	EUA	GIESY et al., 2025	PWC	Sulfoxaflor	Efeitos do sulfoxaflor em invertebrados aquáticos.

Foram realizadas buscas nas plataformas *Scopus*, *Web of Science* e *Google Scholar*, utilizando as palavras-chave: agrotóxicos (*pesticides*); avaliação de risco ambiental (*environmental risks*) e *Pesticide in Water Calculator* (PWC). Ao todo, foram identificados 21 artigos científicos que fazem referência à modelagem preditiva do PWC (Tabela 4).

Dentre eles, 12 artigos concentraram-se em áreas de estudo nos Estados Unidos. Dois artigos abordaram regiões da Espanha, com foco na contaminação de agrotóxicos em águas subterrâneas (PÉREZ-INDOVAL et al., 2021; PÉREZ-INDOVAL et al., 2022). Um estudo foi conduzido na África do Sul, analisando a dinâmica da lixiviação de atrazina em solos com baixo teor de carbono (VAN DER LAAN et al., 2022). Outro artigo examinou a região do Pampa argentino, destacando a sensibilidade do modelo às características da área de estudo (D'ANDREA et al., 2020).

Pelo menos três artigos realizaram revisões comparativas entre o PWC e outros modelos preditivos. Um deles teve como área de estudo a Itália (CENTANNI et al., 2023); outro apresentou uma análise global sobre a modelagem preditiva de agrotóxicos em vários países (HUANG; LI, 2024), e um terceiro realizou uma revisão focada nos modelos usados nos EUA (EL AFANDI; IRFAN, 2024). Um artigo discutiu sobre a importância da base de dados meteorológicos para os modelos regulatórios norte-americanos (FRY et al., 2016).

No contexto brasileiro, dois artigos avaliariam cenários de exposição nos municípios de Brotas (SP), Uberlândia (MG) e Arapoti (PR), bem como a sensibilidade dos parâmetros na modelagem (DE OLIVEIRA KAMINSKI; VIEIRA, 2021; CASALLANOVO et al., 2023). Outro artigo abordou a utilização do PWC como ferramenta para avaliação de risco de agrotóxicos a organismos aquáticos no Brasil, com ênfase na regulação (SANTOS et al., 2024).

Por fim, um estudo descreveu o PWC como ferramenta para estimar riscos a organismos do solo, comparando-o aos dados obtidos nos modelos UK PCSOIL (*Predicted Environmental Concentration in Soil*) e ESCAPE (*Environmental Soil Concentration And Persistence Evaluation*), voltados à estimativa de concentração de pesticidas no solo (CASALLANOVO et al., 2025).

### **3.6- Desafios na avaliação do comportamento ambiental de agrotóxicos no Cerrado brasileiro**

A ARA de agrotóxicos é essencial para apoiar ações regulatórias, quantificar riscos e preservar os recursos hídricos em áreas agrícolas (SANTOS et al., 2024). O uso de agrotóxicos está associado à potencial contaminação de solo, água e sedimentos, afetando organismos em diferentes níveis tróficos e comprometendo assim os serviços ecossistêmicos (MALTBY et al., 2021; MALTBY; BROWN; WILKINSON, 2022). Além disso, nos países tropicais, os sistemas agrícolas estão sob maior pressão de espécies vivas consideradas nocivas, devido às condições ambientais favoráveis à proliferação de insetos e plantas daninhas, o que explica o uso mais intenso de produtos nessas regiões (LEWIS et al., 2016b). As diferenças climáticas entre regiões tropicais e temperadas influenciam diretamente na aplicabilidade da ARA, uma vez que envolvem paisagens e dinâmicas ambientais distintas (DAAM; VAN DEN BRINK, 2010).

As altas temperaturas, as chuvas intensas e os solos altamente intemperizados influenciam diretamente na persistência e no transporte dos agrotóxicos, resultando ainda em maiores incertezas sobre o destino ambiental destes compostos em condições tropicais, visto que a maioria dos modelos preditivos estão calibrados para solos e climas temperados (LEWIS et al., 2016b). Para mitigar os impactos ambientais da contaminação por agrotóxicos, novas metodologias e tecnologias vêm sendo desenvolvidas, visando reduzir danos e lidar com as incertezas associadas ao risco desses produtos (TUDI et al., 2021). Entretanto, a maior parte das pesquisas em modelagem preditiva concentra-se em regiões de clima temperado, enquanto áreas tropicais carecem de estudos mais específicos (SANTOS et al., 2024).

O Cerrado, é o segundo maior bioma sul-americano, cobre 23% do território nacional e é reconhecido como o “Berço das Águas do Brasil” por abrigar nascentes de grandes bacias hidrográficas (SANO et al., 2020; MMA, 2025). Sua biodiversidade aquática, com elevado endemismo, inclui cerca de 23% dos peixes, 25% dos moluscos bivalves e 42% das algas diatomáceas brasileiras (PADOVESI-FONSECA et al., 2015). No entanto, as mudanças no uso

da terra e a expansão da agricultura intensiva fazem do Cerrado um dos biomas mais ameaçados do mundo, comprometendo serviços ecossistêmicos essenciais (HUNKE et al., 2014; SANO et al., 2019).

Nesse contexto, avaliar o risco do uso de agrotóxicos no bioma Cerrado, considerando sua heterogeneidade ambiental e contemplando diferentes escalas regionais e locais, é de suma importância e urgente. No entanto, os resultados dessa avaliação de risco devem ser capazes de subsidiar estratégias e ações mais eficazes para o uso racional dos agrotóxicos e a conservação dos recursos naturais (MALTBY; BROWN; WILKINSON, 2022; TEODORO et al., 2023, BATISTA et al., 2023).

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

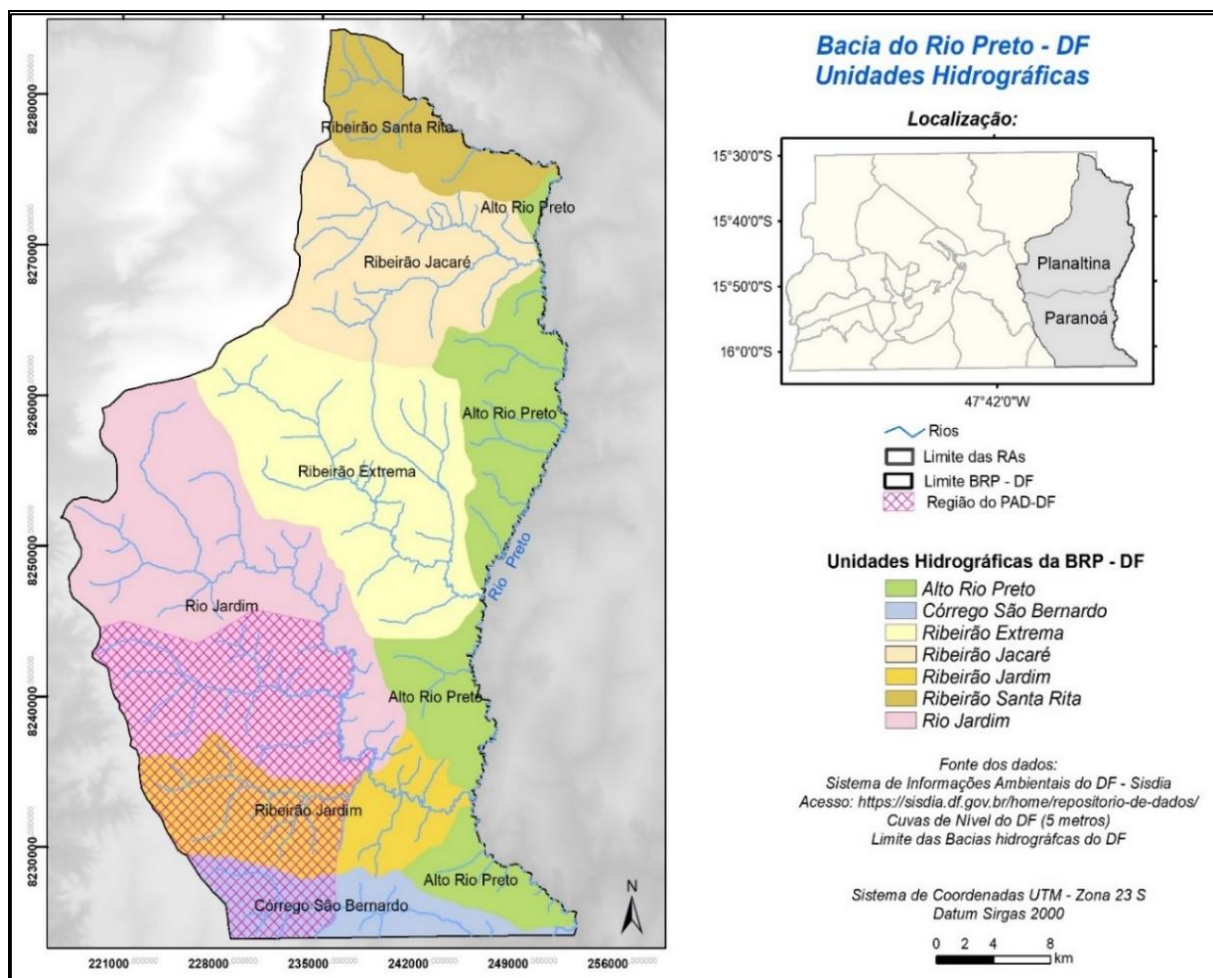
### 4.1 - Área de Estudo: Bacia do Rio Preto – Distrito Federal (BRP-DF)

A Bacia Hidrográfica do Rio Preto é uma bacia de caráter federal, pois engloba áreas dos estados de Goiás, Minas Gerais e do Distrito Federal, totalizando aproximadamente 1.045.900 hectares, e integra a Região Hidrográfica do Rio São Francisco.

O rio Preto nasce no município de Formosa (GO) e deságua no rio Paracatu (MG), importante afluente do rio São Francisco. Parte da bacia estende-se para áreas localizadas fora do Distrito Federal, algumas das quais correspondem a zonas de uso restrito vinculadas ao Exército Brasileiro, caracterizadas pela ausência de atividades agrícolas.

No Distrito Federal, a bacia localiza-se na porção oriental do território e caracteriza-se pela forte presença de atividades agrícolas, sobretudo a produção de grãos. Nesse contexto, o presente estudo aborda a avaliação da exposição ambiental a agrotóxicos associada a essas atividades, com análises direcionada à porção da bacia hidrográfica situada na porção do DF.

A Bacia do Rio Preto – DF (Figura 6) ocupa uma área aproximada de 131,3 mil hectares, o que representa cerca de 22,5% da área total do Distrito Federal (ADASA, 2020; CODEPLAN, 2020a; CODEPLAN, 2020b). Sendo composta por sete subunidades hidrográficas (sub-bacias), sendo elas: *Alto Rio Preto (1)*, *Ribeirão Santa Rita (2)*, *Ribeirão Jacaré (3)*, *Ribeirão Extrema (4)*, *Rio Jardim (5)*, *Ribeirão Jardim (6)* e *Córrego São Bernardo (7)* (ADASA, 2020).



**Figura 6.** Localização da BRP-DF - Unidades Hidrográficas. Fonte: Elaboração própria, com base em SISDIA (2025).

Dentre as subunidades hidrográficas, a bacia do Rio Jardim se destaca, por concentrar diversas pesquisas científicas desenvolvidas pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e pela Universidade de Brasília (UnB), entre os quais podem ser citados estudos de Reatto et al. (2000), Spera et al. (2002), Parron et al. (2007), Lima et al. (2007a), e Chaves et al. (2011).

A bacia do Rio Jardim dispõe de uma área aproximada de 540 km<sup>2</sup> constitui uma importante região produtora de grãos, tanto de sequeiro quanto irrigado, no Distrito Federal. A utilização da irrigação por pivôs centrais é intensa nessa área. Cerca de 70% de toda a área da bacia do Rio Jardim apresenta aptidão agrícola, com a produção agropecuária de soja, milho, feijão, algodão, fruticultura, horticultura, avicultura e pastagem (LIMA, 2007a; PARRON, 2009).

Ainda dentro da BRP-DF, está localizado grande parte do Polo Agroindustrial do Programa de Assentamento Dirigido do Distrito Federal (PAD-DF), que é uma área de intenso

uso agrícola, com grande destaque na produção de grãos, abrangendo áreas das unidades hidrográficas do Rio Jardim, Ribeirão Jardim e Córrego São Bernardo (SEAGRI, 2021).

Quanto ao **clima da BRP-DF**, o clima da região é do Tipo Aw (tropical com inverno seco); com temperatura para o mês mais frio superior a 18 °C e do mês mais quente superior a 22 °C, com clima Topical de altitude (Cwb), com a média anual das precipitações entre 1200 a 1750 mm, tendo uma estação seca bastante rigorosa entre os meses de maio a setembro (REATTO et al., 2000). Conforme dados levantados para a bacia do Rio Jardim (subunidade hidrográfica da BRP-DF), a região apresenta duas estações bem definidas um inverno seco, de abril a setembro, e um verão chuvoso nos demais meses do ano (SALLES et al., 2018).

Em **termos geológicos**, a BRP-DF apresenta as unidades geológicas do grupo Canastra, Bambuí e Paranoá (CODEPLAN, 2020a). Quanto à **hidrogeologia**, grande parte da bacia está no Domínio Fraturado, Sistema Bambuí. Os sistemas fraturados são recobertos por mantos de intemperismo, com predominância de latossolos, que se comportam como importantes aquíferos porosos (CAMPOS, 2006; CODEPLAN, 2020a).

Em termos da **geomorfologia**, o DF está situado no Planalto Central, onde o relevo caracteriza-se pelo padrão plano a suave ondulado, relevos inclinados, que se estendem da base das chapadas e dos morros residuais em direção aos vales, e relevos dissecados. Grande parte da BRP-DF está no Plano Intermediário, com relevo suave ondulado, com declividade inferior a 12% e altitude entre 950 e 1.050 metros, com elevada densidade de drenagem (CODEPLAN, 2020a).

Em termos **edáficos**, os solos que predominam no DF são do tipo Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho-Amarelo, que juntos correspondem a 54,50% da área total (REATTO et al., 2004). Na Bacia do Rio Preto, os Latossolos Vermelho Ácrico predominam, com alta capacidade de armazenamento e drenagem de água, reduzindo a suscetibilidade à erosão. Os Cambissolos Háplico Distrófico também são representativos e demonstram eficiência na drenagem, especialmente próximos aos corpos hídricos. A BRP-DF exhibe suscetibilidade à erosão considerada baixa a muito baixa (ADASA, 2024), com relevo suave ondulado (RESCK; PEREIRA; SILVA, 1991). Ao longo de toda a sua extensão ocorre um mosaico de fitofisionomias do Cerrado, classificadas em três grandes formações vegetacionais: formações florestais (mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerradão); savânicas (cerrado sentido restrito, parque de cerrado, palmeiral e vereda) e campestres (campo sujo, campo rupestre e campo limpo) (RIBEIRO; WALTER, 1998).

Sobre a **ictiofauna** da BRP-DF, foram identificadas 71 espécies, das quais 68 são nativas, distribuídas em 33 gêneros, 13 famílias e 05 ordens. Os Characiformes (ordem de peixes de água doce) destacam-se como o grupo mais importante na região e os Siluriformes, o segundo grupo mais relevante. A diversidade taxonômica da comunidade de peixes na bacia é semelhante à de outras bacias da região, no Bioma Cerrado (ADASA, 2024).

No **uso e ocupação do solo da BRP-DF**, destaca-se as lavouras temporárias (36% da área), formação savânica (16,4%), pastagem (11,7%), formação florestal (9,4%), formação campestre (8,5%) e a agricultura irrigada com pivôs de irrigação (8,1%). É uma das regiões mais agricultáveis do DF (ADASA, 2024).

Em 2019, o Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA) apontou o Distrito Federal como um dos líderes nacionais em valor de produção agrícola. No mesmo sentido, dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) indicaram que para várias culturas, o DF possui uma produtividade bem superior à média nacional (DISTRITO FEDERAL, Agência Brasília - 2021).

Em 2024, a soja ocupou a maior área no Distrito Federal, aproximadamente 87,92 mil hectares, resultando em uma produção de 380 mil toneladas. Em seguida, tem-se o milho, com 39,79 mil hectares cultivados e uma produção total de 272 mil toneladas no mesmo período (EMATER – DF, 2024).

Apesar de o Distrito Federal apresentar crescente destaque na produção agrícola, existem preocupações quanto ao uso de agrotóxicos na região. A contaminação ambiental por esses produtos já foi apontada como tema relevante no Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal (2012), especialmente em função da escassez de dados quantitativos sobre o uso e a presença de agrotóxicos na BRP-DF (ARAÚJO, 2023).

No estudo de **monitoramento** de agrotóxicos na BRP-DF (PIRES et al., 2025), foram utilizadas análises multirresíduo para a detecção desses compostos em amostras de água coletadas durante as estações seca e chuvosa, para os anos de 2021 e 2022. A atrazina seguida por seu principal metabólito, atrazina-2-hidroxi, foram as substâncias mais encontradas em águas superficiais. O herbicida 2,4-D, por sua vez, foi identificado em amostras, provenientes de águas subterrâneas.

A atrazina e seus produtos de degradação apresentam potencial para ocasionar efeitos adversos à biota aquática na BRP-DF (ARAÚJO, 2023). Mesmo em baixas concentrações, alguns agrotóxicos avaliados no estudo de Araújo (2023) ofereceram risco, a organismos aquáticos, reforçando a importância de análises com dados ambientais.

Em outro estudo de monitoramento voltado à detecção do herbicida glifosato, verificou-se que 27 das 90 amostras de água superficial analisadas apresentaram resultados positivos para o glifosato, com concentrações de até 0,0236  $\mu\text{g L}^{-1}$  (PIRES et al., 2023). Neste estudo, os autores ainda destacam a necessidade de que o composto precisa de métodos analíticos mais específicos, em função de sua alta polaridade e baixa solubilidade em solventes orgânicos, o que dificulta sua análise por técnicas convencionais.

Nos estudos de monitoramentos citados foi verificado que os níveis desses agrotóxicos encontrados na BRP-DF permaneceram abaixo dos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira, conforme as Resoluções CONAMA nº 357/2005 e CONAMA nº 396/2008, bem como a Portaria GM/MS nº 888/2021, que dispõem sobre padrões de qualidade para águas superficiais, subterrâneas e destinadas ao consumo humano (PIRES et al., 2023; PIRES et al., 2025).

A Tabela 5 apresenta uma síntese dos resultados de monitoramento em água superficial para a BRP-DF, realizados em 2021 e 2022, Pires et al. (2023; 2025).

**Tabela 5** - Resultados quantitativos de agrotóxicos em amostras de água superficial coletadas na BRP-DF, em 2021 e 2022 (Dados de monitoramento).

Agrotóxico	Descrição das amostras (Nome da campanha, amostra e ponto de amostragem)	Concentração do agrotóxico ( $\mu\text{g/L}$ )	Referência
Atrazina-2-hidroxi	(A, água superficial, estação seca (P1))	<b>0,171</b>	Pires et al. (2025)
	(A, água superficial, estação seca (P2))	<b>0,179</b>	
Atrazina	(A, água superficial, estação seca (P13))	<b>0,039</b>	
	(B, água superficial, estação seca (P13))	<b>0,022</b>	
	(E, água superficial, estação seca (PS5))	<b>0,016</b>	
	(E, água superficial, estação seca (PS6))	<b>0,017</b>	
2,4-D	Não foi quantificado em amostras de água superficial.	-	
Glifosato	27 amostras de água superficial apresentaram resultados positivos (30% das 90 amostras de água superficial continham glifosato até 0,0236 $\mu\text{g L}^{-1}$ )	<b>0,0236</b>	Pires et al. (2023)

Nota: Atrazina-2-hidroxi é um metabólito da atrazina. Para as análises de agrotóxicos em água, foi utilizado a liofilização das amostras seguida de UHPLC–MS/MS (método). Fonte: Adaptado de Pires et al. (2023; 2025).

## 4.2 - Formulação do problema

A **ARA de agrotóxicos** deve iniciar-se com a formulação do problema, identificando o agente estressor (agrotóxico), e as suas vias de exposição, além de descrever a hipótese de risco. Este processo requer o desenvolvimento de uma metodologia, por meio de um modelo conceitual (EFSA, 2016).

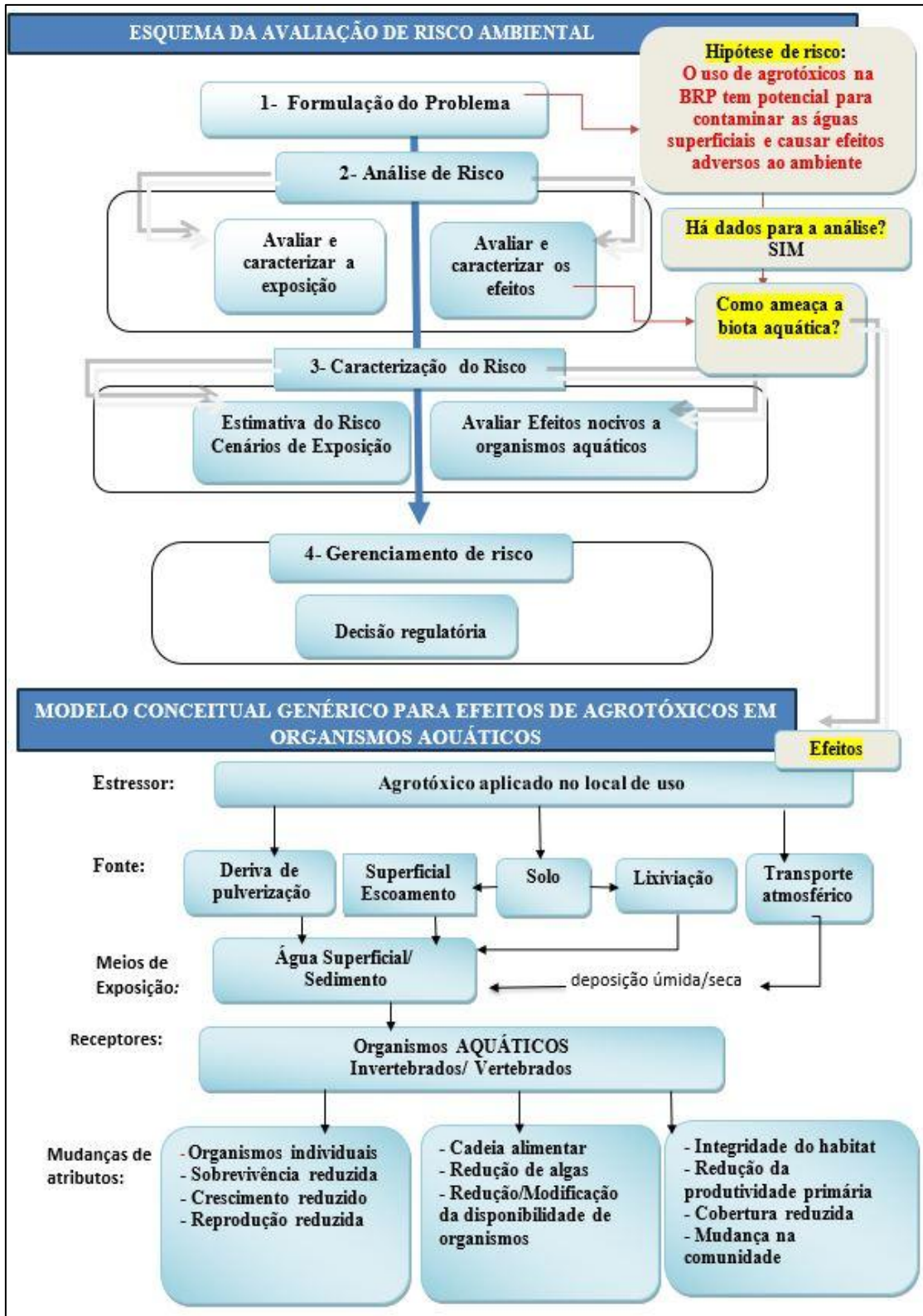
A formulação do problema para avaliar o risco ambiental do uso dos agrotóxicos na BRP-DF está representada no esquema e no modelo conceitual simplificados (Figura 7). Com a seguinte hipótese de risco:

*“O uso de agrotóxicos na BRP-DF tem potencial para contaminar as águas superficiais e causar efeitos adversos à organismos aquáticos”.*

A partir dos resultados obtidos na ARA será possível avaliar se os riscos potenciais identificados são aceitáveis ou não. Neste trabalho, será utilizada a metodologia da USEPA, que compara o resultado do Quociente de Risco (QR) com o Nível de Preocupação (LOC), para organismos aquáticos, a qual será discutida no Item 4.8 (Caracterização dos efeitos e o quociente de risco em ambiente aquático).

Em resumo, os efeitos adversos observados em organismos aquáticos podem manifestar-se como reduções na sobrevivência, no crescimento ou na reprodução das populações. Podem incluir alterações na cadeia alimentar, com diminuição da disponibilidade de organismos primários, impactos sobre a integridade dos habitats, caracterizados pela redução da produtividade primária e pela modificação das comunidades aquáticas (USEPA, 2025b).

Nesse contexto, a **paisagem geográfica** desempenha papel central na análise da exposição ambiental aos agrotóxicos. Mais do que um elemento descritivo, a paisagem constitui base metodológica para a construção dos cenários de exposição de agrotóxicos utilizados na modelagem ambiental. A integração de atributos da paisagem, como tipos de solo, uso e cobertura da terra, relevo e condições hidrológicas, permite representar de forma mais realista os processos que controlam o transporte e o destino ambiental desses compostos.



**Figura 7.** Esquema ARA e Modelo conceitual de efeitos em aquáticos.  
 Fonte: Adaptado IBAMA, 2020; USEPA, 2025b.

### 4.3 – A construção da Base de dados

Foi necessária a compilação e organização das informações ambientais e agrícolas da área de estudo, as quais subsidiaram a parametrização do modelo regulatório PWC (*Pesticide in Water Calculator*) para a definição dos cenários brasileiros.

Para o tratamento das planilhas de dados utilizou-se o Microsoft Excel (Windows 11). Para a confecção de mapas temáticos, com base em dados geoespaciais utilizou-se os programas ArcGis – Arc Map 10.8 e ArcGis Pro.

Foram construídos **15 cenários** de exposição de agrotóxicos para a BRP-DF. O modelo PWC foi empregado para simular o destino e transporte dos três herbicidas mais consumidos (glifosato, atrazina e 2,4-D), em cultivos de soja e milho não irrigados, com o intuito de avaliar o potencial risco de contaminação das águas superficiais.

Inicialmente, foram construídos **nove (09) cenários** para as culturas de soja e milho (1ª e 2ª safras), com base nos solos mais representativos da área de estudo: Latossolo Vermelho (LV); Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) e Cambissolo (CX)

Com o propósito de uma análise mais realista sobre os sistemas de produção agrícola da área de estudo, foram elaborados mais **seis (06) cenários de exposição de agrotóxicos, considerando a sucessão das culturas** soja-milho associada ao pousio (prática de interrupção temporária de atividades ou usos agrícolas) e ao uso de cobertura verde. A soja, principal cultura da safra de verão, é frequentemente sucedida pelo milho segunda safra (milho safrinha), onde a rotação soja-milho configura-se como uma boa oportunidade estratégica de produção e negócios (ANDRADE et al., 2017).

No período entre safras, podem ser adotados sucessão soja-milho ou cultivo de plantas de cobertura. A cobertura verde, também chamada de adubação verde pode ser realizada com espécies leguminosas, gramíneas ou consórcios, como a braquiária (*Urochloa spp.*), que apesar de forrageira, atua como planta de cobertura, contribuindo para a proteção do solo e a ciclagem de nutrientes (CRUSCIOL; BORGHI, 2007; SANTOS et al., 2018). O uso de adubos verdes representa alternativa eficiente para aumentar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, no aporte de matéria orgânica e na redução de processos erosivos (CARVALHO; AMABILE, 2006). É uma prática agrícola que consiste no uso de plantas capazes de reciclar os nutrientes presentes em camadas profundas do solo, tornando-o mais fértil e produtivo. Os chamados adubos verdes podem ser utilizados em rotação, sucessão ou consórcio com a cultura agrícola

principal. No Cerrado, o cultivo de adubos verdes pode ajudar a manter, ou aumentar a fertilidade do solo após a sua conversão ao uso agrícola (LIMA FILHO et al., 2023).

A Tabela 6 descreve os **15 cenários de exposições de agrotóxicos para a BRP-DF**.

**Tabela 6.** Os cenários de exposição elaborados para a BRP-DF.

<b>Cultura ou Sistema com sucessão de culturas</b>	<b>Tipo de Solo</b>	<b>Nome do Cenário de Exposição</b>
Soja	Latossolo Vermelho (LV)	<b>SoLV</b>
	Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA)	<b>SoLVA</b>
	Cambissolo	<b>SoCX</b>
Milho (1ª safra)	Latossolo Vermelho (LV)	<b>MiLV1</b>
	Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA)	<b>MiLVA1</b>
	Cambissolo	<b>MiCX1</b>
Milho (2ª safra)	Latossolo Vermelho (LV)	<b>MiLV2</b>
	Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA)	<b>MiLVA2</b>
	Cambissolo	<b>MiCX2</b>
Sistema Soja-Milho-Pousio (SMP)	Latossolo Vermelho (LV)	<b>SMP-LV</b>
	Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA)	<b>SMP-LVA</b>
	Cambissolo	<b>SMP-CX</b>
Sistema Soja-Milho-Cobertura Verde (SMC)	Latossolo Vermelho (LV)	<b>SMC-LV</b>
	Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA)	<b>SMC-LVA</b>
	Cambissolo	<b>SMC-CX</b>

Fonte: Elaboração própria.

#### **4.4 - Caracterização da exposição**

Os cenários de exposição de agrotóxicos para a BRP-DF foram construídos utilizando a ferramenta PWC na versão 2.001, que trabalha com dois submodelos, o PRZM 5 (*Pesticide Root Zone Model*) e o VVWM (*Variabel Volume Water Body Model*). O PRZM (*Pesticide Root Zone Model*) é o modelo da zona radicular de agrotóxicos, utilizado para simular o movimento do agrotóxico no solo, ou seja, na zona radicular da planta. Trata-se de um modelo unidimensional de hidrologia, desenvolvido para simulações de agrotóxicos de uso agrícola, baseado no cálculo do escoamento e erosão.

O PRZM se baseia no método Curva Número (CN), desenvolvido pelo Serviço de Conservação de Solos do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos e na Equação Universal de Perda de Solo (USLE), respectivamente. Nos balanços hídricos são considerados os processos de escoamento, evapotranspiração, irrigação e precipitação (YOUNG, 2020).

Além disso, a modelagem requer o uso de dois arquivos de entrada baseados em texto, um arquivo de dados meteorológicos (*.dvw ou .wea*), detalhando todos os registros diários de precipitação, temperatura, velocidade do vento e evaporação. E outro arquivo (PRZM5.inp), cujos dados são delimitados por vírgulas ou espaços, agrupados em quatro seções: (1)

Inicialização da execução, onde os arquivos de entrada são especificados, (2) Seção Cenário Físico, onde todas as descrições de dados de solos e das culturas agrícolas são descritas, (3) Seção de Insumos Químicos, com as características físico-químicas do agrotóxico e (4) Seção de Opções de saída que especifica a saída desejada dos resultados obtidos na modelagem.

Já a ferramenta VVWM (*Variabel Volume Water Body Model*) avalia o comportamento dos agrotóxicos e seus produtos de degradação no corpo hídrico, sendo responsável por modelar o transporte e o destino dos agrotóxicos para um corpo d'água padrão na coluna d'água e na região bentônica.

No VVWM, os corpos d'água receptores são representados por uma lagoa agrícola padrão ou por um reservatório padrão, definidos por área e profundidade fixas. Embora o modelo permita a atualização do volume de água por meio de um balanço hídrico, nos cenários padronizados de exposição o corpo hídrico é tratado com volume nominal constante, sendo a variabilidade associada principalmente às cargas de entrada de agrotóxicos. (YOUNG, 2020).

No PWC versão 2.001, o SCN2 é o cenário conceitual padronizado, que corresponde a estruturas padronizadas de exposição agrícola utilizadas na ARA (YOUNG, 2020). Os cenários de exposição criados possuem a extensão (.scn2). Na primeira aba do modelo, a barra (*File/Retrieve*), permite usuário carregar o arquivo de entrada. E no comando (*File/Save*) salvar todos os dados alimentados. O modelo dispõe também das opções (*Scenario/Retrieve*), para abrir cenário existente e (*Scenario/Save*) para salvar um novo cenário (YOUNG, 2020).

Nos EUA há inúmeros cenários de exposição construídos por regiões e por tipo de cultura. Estes cenários reproduzem diferentes cultivos agrícolas do país, com a caracterização dos tipos de solos, condições climáticas, bem como outros parâmetros específicos que retratam particularidades dos locais. Em maio de 2024, a USEPA lançou uma versão mais atual do modelo, PWC (versão 3.0), que dispõe da capacidade para execução em lotes. Contudo, neste trabalho, para as análises e construções de cenários brasileiros será utilizada a versão PWC 2.001, que ainda continua em uso.

São seis abas para inserir os dados no modelo PWC (2.001), sendo elas:

1ª aba - **Chemical**: que detalha 17 parâmetros físico-químicos dos agrotóxicos.

2ª aba - **Applications**: Detalha sobre o modo de aplicação do agrotóxico no campo.

3ª aba - **Land**: Detalha parâmetros pedológicos, irrigação e evapotranspiração.

4ª aba - **Crop**: Detalha parâmetros da cultura agrícola.

5ª aba - **Runoff**: Detalha os parâmetros que descrevem o escoamento superficial e erosão, como CN, parâmetros da equação da perda de solo (USLE), declividade e outros.

6ª aba – *Watershed*: Detalha informações sobre o corpo hídrico receptor (geometria, fluxo, parâmetros físicos etc.).

#### 4.4.1 - Dados meteorológicos

Inicialmente, optou-se pela elaboração da base de dados meteorológicos para construção de cenários de exposição de agrotóxicos para a BRP-DF. O modelo PWC Versão 2.001 requer dados diários de cinco parâmetros climáticos: *precipitação, evaporação, temperatura, velocidade do vento e radiação solar*. Os dados meteorológicos históricos são o principal impulsionador na modelagem do destino e transporte de produtos químicos no ambiente natural (FRY et al., 2016).

A precipitação e evapotranspiração são parâmetros importantes na estimativa de escoamento, erosão e lixiviação. A temperatura do ar e a radiação solar contribuem para estimar as temperaturas do solo e do corpo d'água, que por sua vez influenciam as taxas de degradação química. A velocidade do vento e a temperatura também são impulsionadores da volatilização e deposição aérea de produtos químicos (FRY et al., 2016).

Para construir o arquivo meteorológico para a modelagem no PWC, cada linha representa um dado diário do clima. Além disso, as linhas devem ficar ordenadas em ordem cronológica, sem falta de dias, com o seguinte arranjo: “Mês, Dia, Ano, Precipitação (cm/d), Evapotranspiração (cm/d), Temperatura (°C), Velocidade do vento (cm/s) e, Radiação solar (La/d)”. Tudo deverá estar descrito em linhas consecutivas com registro diário em arquivo de texto, da seguinte forma: “01,01,1990,0.26,0.33,20.10,290.00,370.86”, de acordo o Manual do PWC 2.001 (YOUNG; FRY, 2020). Além disso, optou-se por trabalhar com o arquivo meteorológico no formato (.wea), seguindo orientações dispostas no referido manual.

Assim, para a construção dos cenários brasileiros, foram utilizados dados da base *Brazilian Daily Weather Gridded Data (BR-DWGD)*, desenvolvida por Xavier et al. (2022), que disponibiliza séries temporais contínuas a partir da integração de dados provenientes de diversas estações meteorológicas de fontes confiáveis, como do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e da Agência Nacional de Água (ANA), entre outras. No trabalho de Xavier et al. (2022), foram empregados métodos de interpolação espacial, destacando o *Inverse Distance Weighting (IDW)* e *Angular Distance Weighting (ADW)*. A base apresenta resolução espacial de 0.1° x 0.1°, aproximadamente 10 km x 10 km, cobrindo todo o território nacional. Para a construção dos dados meteorológicos da área de estudo foram extraídos dados diários de Precipitação (mm/dia), Temperatura máxima (°C), Temperatura mínima do ar (°C), Radiação

solar ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ), e Velocidade do vento (m/s) a dois metros para o recorte espacial correspondente do Distrito Federal (DF.) Os dados foram obtidos diretamente do portal oficial do autor, disponíveis no formato NetCDF (*Network Common Data Form*), para armazenamento e compartilhamento de dados multidimensionais, incluindo versões em arquivos compactados. Além disso, a base BR-DWGD encontra-se incorporada à plataforma *Google Earth Engine (GEE)*.

Após a obtenção dos dados meteorológicos da área de estudo (Distrito Federal), estes foram consolidados em planilha de dados Excel que resultou num total de dados com 21.762 linhas e oito (08) colunas (mês/dia/ano/precipitação/evapotranspiração/temperatura média/velocidade do vento/radiação solar). Para entrada no modelo considerou a série histórica de 1961 a 2019 (59 anos completos), visto que os dados para 2020 não estavam todos disponíveis. Além disso, para a construção dos dados meteorológicos de entrada no PWC, por meio do arquivo (*weather file*) em formato (.wea), foi necessário realizar a conversão das unidades de medida de algumas variáveis. A Tabela 7 descreve as unidades de medida requeridas no modelo.

**Tabela 7 .** Unidades de medida meteorológicas para entrada no modelo PWC.

Parâmetro	Fonte	Unidade de medida dos dados	Unidade requerida pelo modelo PWC	Fator de conversão
Precipitação	<i>Brazilian Daily Weather Gridded Data (BR-DWGD)</i> (Xavier et al, 2022)	mm/dia	cm/dia	x 0,1
Temperatura média		°C	°C	-
Velocidade do Vento		(m/s)	cm/s	x 100
Radiação Solar		Megajoule ( $\text{MJ/m}^2$ )	Langley/dia	x 23,88
Evapotranspiração		mm/dia	cm/dia	x 0,1

Fonte: Adaptado de REBELO, 2013; OLIVEIRA, 2020; DUARTE, 2023.

Por fim, os dados meteorológicos para a BRP-DF foram salvos em formato de texto simples (bloco de notas) e, posteriormente, convertidos para o formato (.wea) requerido pelo PWC. O arquivo final de dados meteorológicos construído foi denominado (**DF\_grid.wea**), o qual foi utilizado como entrada no processamento e na análise de todos os cenários desenvolvidos para a área de estudo.

#### 4.4.2 – Parâmetros físico-químicos

A aba *Chemical* do PWC, descreve os parâmetros físico-químicos do agrotóxico. Esses dados estão disponíveis em bases como o *Pesticide Properties Database* (PPDB), da Universidade de Hertfordshire (Reino Unido), a *European Chemicals Agency* (ECHA) e o PubChem, do *National Institutes of Health (NIH)* dos Estados Unidos, além de diversas publicações científicas.

Nesta aba é apresentado o Fator Q10, que indica o aumento da taxa de degradação de uma substância a cada 10 °C de elevação na temperatura. Quando definido como zero, o modelo não simula variações térmicas; já com  $Q_{10} = 2$ , a taxa de degradação microbiana dobra a cada aumento de 10 °C (YOUNG; FRY, 2020). Neste trabalho foi adotado o valor padrão  $Q_{10} = 2$ .

Para o Glifosato, muitas informações foram obtidas no documento “*Draft Glyphosate Exposure Characterization*”, elaborado pela USEPA, que apresenta a caracterização detalhada da exposição desse produto, incluindo os dados de entrada utilizados em modelagens de águas superficiais de nível II nos EUA com aplicação nos modelos (PWC) e *Pesticide Flooded Application Model* (PFAM) (USEPA, 2024a).

Para a atrazina, o levantamento dos parâmetros físico-químicos baseou-se nos documentos “*Assessment of Risk to Listed Species from the Use of Atrazine in the USA*” (SMITH et al., 2021) e “*Refined Ecological Risk Assessment for Atrazine*” (USEPA, 2016), que descrevem os dados de entrada relativos ao destino ambiental e às propriedades físico-químicas utilizados no modelo PWC.

Para o ingrediente ativo 2,4-D, as informações foram extraídas da base de dados PPDB, 2025; LEWIS et al., 2016a, citado por D’ANDREA, 2019 (Tabela - adaptada D’ANDREA, 2019).

Com relação aos dados de sorção, na construção dos cenários brasileiros buscou-se priorizar estudos conduzidos sob condições edafoclimáticas do país, uma vez que a utilização de coeficientes de sorção obtidos em solos de clima temperado pode gerar distorções nas predições dos modelos aplicados a solos tropicais (MENDES et al., 2014). Assim, diante da ausência de estudos específicos com solos da Bacia do Rio Preto (DF), foram adotados parâmetros representativos de solos brasileiros:

- **Glifosato:** coeficiente de Freundlich ( $K_f = 162,9$ ) e exponencial ( $1/n = 0,98$ ), conforme o estudo de Prata (2002), verificou que a sorção do glifosato em Latossolo Vermelho é instantânea e extremamente elevada, predominantemente associada à fração mineral do solo. Em solos com baixos teores de óxidos, a matéria orgânica desempenha papel

fundamental na sorção dessa molécula. Apesar de apresentar meia-vida baixa, o glifosato pode persistir como resíduo ligado no solo.

- **Atrazina:** coeficiente de sorção  $K_{oc} = 134$  (PRATA, 2002), considerando o sistema de plantio direto (PD). De acordo com Prata (2002), a atrazina apresenta potencial de lixiviação no solo, independentemente do manejo adotado.
- **2,4-D:** coeficiente de sorção  $K_d = 2,10$ , conforme estudo de Spadotto, Matallo e Gomes (2003). Esses autores observaram que o aumento do pH reduz os coeficientes de sorção, enquanto maiores teores de carbono orgânico tendem a elevá-los. Não foram encontrados dados específicos de  $K_d$  ou  $K_{oc}$  para o 2,4-D em Cambissolos brasileiros.

A seguir, são apresentados todos os parâmetros físico-químicos requeridos como dados de entrada no modelo PWC, bem como os valores específicos utilizados para parametrizar os cenários sob condições brasileiras (Tabelas 8, 9 e 10).

**Tabela 8 .** Parâmetros físico-químicos do Glifosato no modelo PWC.

Parâmetro físico-químico (Glifosato)	Cenário norte-americano	Fonte	Cenário brasileiro	Fonte
Coeficiente de sorção Freundlich - (K <sub>f</sub> ) (L/kg) N: grau de linearidade da isoterma (1/n)	175 1/n ou N: 1	USEPA, 2024a	(K <sub>f</sub> ) em L/kg 162,9 ± 8,1 (PD) 1/n ou N: 0,98	Estudo de PRATA, 2002. Estudo conduzido com solo nacional. Comportamento do glifosato em Latossolo Vermelho Distroférico sob Plantio Direto (Laboratório de Ecotoxicologia CENA/USP).
<b>Meia-vida na coluna de água (dias)</b>	381	USEPA, 2024a	381	USEPA, 2024a
<b>Temperatura de ref. da água (°C)</b>	25		25	
<b>Meia vida Metabolismo Bentônico (dias)</b>	208		208	
<b>Temperatura de referência bentônica (°C)</b>	25		25	
<b>Fotólise aquosa (dia)</b>	Estável (0) pH 7		>32	Perfil Ambiental - IBAMA, 2024f
<b>Latitude de referência de fotólise</b>	40° norte		23°sul	
<b>Hidrólise (dia):</b>	Estável (0)		Estável (0)	Perfil Ambiental - IBAMA, 2024f
<b>Meia-vida do solo superficial (dias)</b>	29		29	USEPA, 2024a
<b>Temperatura de referência do solo (°C)</b>	25		25	
<b>Meia-vida foliar (dias):</b>	ND		ND	
<b>Peso molecular (g/mol)</b>	169,08	Pubchem, 2025	169,08	Pubchem, 2025
<b>Pressão de vapor 25°C Torr (Pa)</b>	9.75E-10	USEPA, 2024a	9.75E-10	USEPA, 2024a
<b>Solubilidade (mg/L) 25°C</b>	12000	Pubchem, 2025	12000	Pubchem, 2025
<b>Constante de Henry 25°C</b>	2,1x10 <sup>-14</sup>	USEPA, 2024a	2,1x10 <sup>-14</sup>	USEPA, 2024a
<b>Coeficiente de difusão do ar (cm<sup>2</sup>/dia)</b>	0	ND	0	ND
<b>Calor de Henry (J/mol)</b>	49884	USEPA, 2024a	49884	USEPA, 2024a

Nota: **K<sub>f</sub>**: Coeficiente de Adsorção *Freundlich*. **ND**: Não disponível.

Fonte: Adaptado de USEPA, 2024a (*Chapter 3 – Draft Glyphosate Exposure Characterization*); Pubchem (2025); USEPA, 1993; USEPA, 2017; PRATA, F. (2002); IBAMA (2024f).

**Tabela 9.** Parâmetros físico-químicos da Atrazina no modelo PWC.

Parâmetro físico-químico (Atrazina)	Cenário norte-americano	Fonte	Cenário brasileiro	Fonte
<b>Coefficiente de Sorção</b> Neste cenário foi considerado o Koc (mL/g)	155	SMITH et al., 2021	134 (PD)	Estudo de PRATA, 2002; PRATA et al., 2003. Sorção de atrazina em Latossolo Vermelho Distroférico sob Plantio Direto (PD) (Lab. Ecotox. CENA/USP).
<b>Meia-vida na coluna de água (dias)</b>	0	ND	0	ND
<b>Temperatura de ref. da água (°C)</b>	0	ND	0	ND
<b>Meia vida Metabolismo Bentônico (dia)</b>	0	ND	0	ND
<b>Temperatura de referência bentônica (°C)</b>	0	ND	0	ND
<b>Fotólise aquosa (dia)</b>	168	SMITH et al., 2021	168	SMITH et al., 2021
<b>Latitude de referência de fotólise</b>	40° norte		23°sul	
<b>Hidrólise (dia):</b>	0		0	
<b>Meia-vida do solo superficial (dias)</b>	139		139	
<b>Temperatura de referência do solo (°C)</b>	25		25	
<b>Meia-vida foliar (dias):</b>	0	ND	0	ND
<b>Peso molecular (g/mol):</b>	215,7	SMITH et al., 2021	215,7	SMITH et al., 2021
<b>Pressão de vapor 25°C Torr (Pa)</b>	2,89 x 10 <sup>-7</sup>		2,89 x 10 <sup>-7</sup>	
<b>Solubilidade (mg/L) 25°C</b>	33		33	
<b>Constante de Henry 25°C</b>	1,50 x 10 <sup>-4</sup>	PPDB, 2025	1,50 x 10 <sup>-4</sup>	PPDB, 2025
<b>Coefficiente de difusão do (cm<sup>2</sup>/dia):</b>	0	ND	0	ND
<b>Calor de Henry (J/mol):</b>	0	ND	0	ND

Nota: **Koc**: Constante de sorção normalizada para o teor de carbono orgânico. **ND**: Não disponível.

Fonte: Adaptado de SMITH et al., 2021 *apud* EPA, 2016; PPDB (2025); PRATA, F. (2002); PRATA et al (2003).

**Tabela 10.** Parâmetros físico-químicos do 2,4-D no modelo PWC.

Parâmetro físico-químico (2,4-D)	Cenário norte-americano	Fonte	Cenário brasileiro	Fonte
<b>Coefficiente de Sorção</b> Neste cenário foi considerado o Kd (mL/g)	0,06 -1,88	D'ANDREA, 2019	2,10	Estudo de SPADOTTO; MATALLO; GOMES, 2003. Sorção do herbicida 2,4-D em solos brasileiros. As amostras de solos foram coletadas em diferentes regiões do Brasil. Foi considerado Kd para Latossolo igual a 2,10 (maior valor do estudo para representar solos argilosos).
<b>Meia-vida na coluna de água (dias)</b>	15	NPIC, 2025 (condições aeróbicas)	15	NPIC, 2025 (condições aeróbicas)
<b>Temperatura de ref. da água (°C)</b>	20		20	
<b>Meia vida Metabolismo Bentônico (dia)</b>	312	D'ANDREA, 2019	312	D'ANDREA, 2019
<b>(Temperatura de referência bentônica °C)</b>	20		20	
<b>Fotólise aquosa (dia)</b>	38	PPDB, 2025	38	PPDB, 2025
<b>Latitude de referência de fotólise</b>	40° norte		23°sul	
<b>Hidrólise (dia):</b>	0	PPDB, 2025	0	PPDB, 2025
<b>Meia-vida do solo superficial (dias)</b>	4,4	PPDB, 2025	4,4	PPDB, 2025
<b>Temperatura de referência do solo (°C)</b>	20	PPDB, 2025	20	PPDB, 2025
<b>Meia-vida foliar (dias):</b>	2-21	D'ANDREA, 2019	2-21	D'ANDREA, 2019
<b>Peso molecular (g/mol):</b>	221,03	PPDB, 2025	221,04	PPDB, 2025
<b>Pressão de vapor 25°C Torr (Pa)</b>	0,00000014	D'ANDREA, 2019	0,00000014	D'ANDREA, 2019
<b>Solubilidade (mg/L) 25°C</b>	677	PUBCHEM, citando Yalkowsky, 2010	677	PUBCHEM, citando Yalkowsky, 2010
<b>Constante de Henry</b>	9,75X10 <sup>-8</sup>	PUBCHEM, 2025	9,75X10 <sup>-8</sup>	PUBCHEM, 2025
<b>Coefficiente de difusão do ar (cm<sup>2</sup>/d):</b>	0	ND	0	ND
<b>Calor de Henry (J/mol):</b>	0	ND	0	ND

Nota: **Kd**: Coeficiente de distribuição solo-água); **ND**: Não disponível.

Fonte: Adaptado de D'ANDREA, 2019 *apud* LEWIS et al., 2016a; Pubchem (2025); National Pesticide Information Center -n (NPIC, 2025).

#### 4.4.3 – Dados de aplicação do agrotóxico

A segunda aba do PWC (2001) denominada “*Application*” trabalha com os dados de entrada do agrotóxico aplicado na cultura agrícola. Com as seguintes informações:

- **Número e datas de aplicações:** usuário poderá optar por especificar data absoluta e relativa, com até 50 aplicações por ano. Inserindo datas absolutas (dia e mês das aplicações) ou optar por datas relativas (número de dias após a emergência).
- **Quantidade aplicada em massa de ingrediente ativo dos agrotóxicos** (kg de i.a./hectare): obtida em bulas dos produtos registrados, optou-se por usar a maior dose de aplicação permitida do agrotóxico, para considerar o pior cenário.
- **Método de aplicação:** Abaixo da cultura (*Below crop*), com a distribuição do agrotóxico na superfície do solo; Acima da Cultura (*Above Crop*), com o agrotóxico sendo interceptado pela folhagem. Uniforme (*Uniform*), produto sendo distribuído uniformemente desde a superfície até uma profundidade especificada pelo usuário;
- **Deriva (*Drift*):** é a fração da dose que será depositada diretamente na superfície do corpo d'água.

A consulta para obter informações detalhadas sobre o modo aplicação dos herbicidas, de acordo com as bulas dos produtos registrados, foram obtidas junto ao sistema Agrofit do Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA, 2024). Neste trabalho foram consideradas as maiores doses dos produtos, a fim de representar o pior cenário de exposição.

Para os dados de deriva utilizados na construção dos cenários de exposição foram inseridos no modelo os valores estabelecidos pela USEPA, onde foi considerado como eficiência da aplicação (Eff), nas aplicações aéreas (*aerial*) o valor de 0,95 (ou seja, 95% de eficiência) e para as aplicações terrestres (*ground*) o valor de 0,99 (99% de eficiência) (WHITE et al., 2013, USEPA, 2024a). As aplicações aéreas apresentam maior potencial de deriva, uma vez que as gotas pulverizadas podem ser transportadas mais facilmente pelo vento. Em contrapartida, nas aplicações terrestres, realizadas com trator, barra ou pulverizador costal, as gotas são liberadas mais próximas ao solo, reduzindo a área de dispersão e, conseqüentemente, o potencial de deriva.

Na parametrização do modelo, para a deriva (*Drift*) na aplicação aérea (*aerial*), com gotas de tamanho fino a médio, considerou-se como valor padrão (*default*), o percentual de 12,5% (igual a 0,125), o que corresponde a fração da pulverização aérea que poderá ser transportada para fora da área de interesse e atingir corpos hídricos. Para a deriva da aplicação terrestre (*ground*), com tamanho de gotas de muito fina a média, considerou-se o percentual de deriva de 6,2% (igual a 0,062), que poderá se deslocar e atingir áreas não intencionais, como corpos hídricos (WHITE et al., 2013, USEPA, 2024a). A Tabela 11 descreve os atributos e os valores utilizados para BRP–DF na modelagem.

**Tabela 11.** Modo de aplicação para parametrizar os cenários de exposição brasileiros (PWC).

Herbicida	Glifosato	2,4-D	Atrazina
Cultura	Soja e Milho	Soja e Milho	Milho
Taxa de aplicação (unidade Kg ia/ha)	2,880 kg i.a/ha	1,005 kg i.a/ha	3,25 kg i.a/ha (solo pesado/argiloso)
Número de aplicações	Apenas uma aplicação por ciclo da cultura	Apenas uma aplicação por ciclo da cultura	Apenas uma aplicação por ciclo da cultura
Tipo de Pulverização	Terrestre e aérea	Terrestre e aérea	Terrestre e aérea
Instruções de Uso	Pós-emergência	Pós-emergência	Pós-emergência
Método de aplicação	Acima da cultura (above crop)		
Deriva	Terrestre (ground)	Eficiência (Eff): 0,99	Deriva (%): 6,2
	Aérea (aerial)	Eficiência (Eff): 0,95	Deriva (%): 12,5

Nota: ia: ingrediente ativo.

Fonte: Dados da cultura, taxa de aplicação, número de aplicação, instrução de uso: consultados no Sistema Agrofit (MAPA, 2024); Deriva: (WHITE et al., 2013, USEPA, 2024a).

#### 4.4.4 – Dados de Solos

A terceira aba do modelo PWC, denomina “*Land*”, detalha os dados pedológicos, os atributos do solo nas diferentes camadas e dados hidrológicos para simulação da evapotranspiração. Nesta seção, também deve-se informar o caminho e nome do arquivo com os dados meteorológicos (*weather file*), composto pelas informações diárias de precipitação, evaporação, temperatura, velocidade do vento e radiação solar.

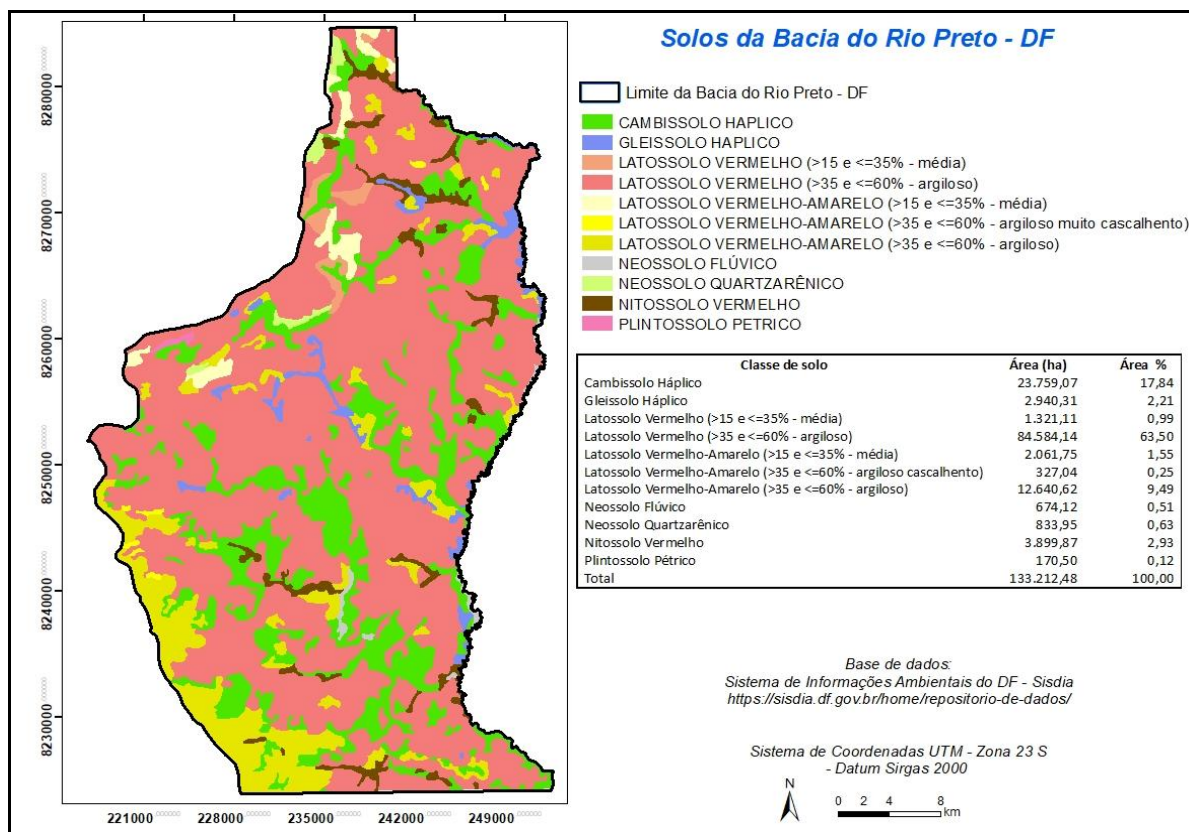
Em resumo, as informações atribuídas (*input*) dos dados de solos são:

- **Fator de ajuste PET (*PET Adjustment Factor*):** foi desconsiderado, uma vez que a evaporação foi calculada com os dados locais, não havendo necessidade de ajustes. Logo, inseriu-se o valor 1 neste campo (YOUNG, 2020; OLIVEIRA, 2020; DUARTE, 2023).

- **Fator de derretimento da neve (cm/°C/dia):** Quantidade de neve acumulada que derrete (este dado que não entrará no cenário brasileiro). Foi inserido o valor zero, visto que não há neve no local de estudo (clima tropical)
- **Profundidade Mínima de Evaporação (cm):** Profundidade mínima do solo considerada no cálculo da evapotranspiração potencial. Se a profundidade da raiz for maior que este valor, então o PRZM utiliza a água do solo até a profundidade da raiz. Se a profundidade da raiz for menor que a Profundidade Mínima de Evaporação, o PRZM usará esse valor mínimo. Este é o parâmetro chamado de ANETD, geralmente tem cerca de 5 a 10 cm. Foi utilizado o valor 5.
- **Tipo de irrigação:** usuário pode escolher se há ou não irrigação. Neste trabalho não serão utilizados dados de irrigação (*Irrigation: none*), visto que o cultivo da soja ocorre principalmente no regime da estação chuvosa.
- **Espessura da Camada Limite para Volatilização (cm):** varia de 0,5 a 20 cm, valor padrão (*default*) que no PRZM5 é 5,0 cm. Foi utilizado o valor mínimo igual a 5,0 (ANETD no PRZM), seguindo orientação do manual do PWC (YOUNG; FRY, 2020).
- **Dados pedológicos:** número de horizontes; espessura de cada horizonte (cm); porcentagem de carbono orgânico; Máxima capacidade de retenção (ou umidade volumétrica saturada) (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>); Capacidade mínima de retenção de água do horizonte (ou umidade volumétrica residual ou ponto de murcha permanente) (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>). O modelo PWC requer ainda o valor de N, que é o número de compartimentos numéricos em cada horizonte utilizado para cálculos e simulações (YOUNG; FRY, 2020).

Os solos mais representativos do Distrito Federal são os Latossolos Vermelhos (LV), os Latossolos Vermelho-Amarelos (LVA) e os Cambissolos (C), que juntos totalizam 85,49% da região (EMBRAPA, 1978). Para a construção do cenário da BRP-DF, utilizou-se dados espaciais do Sistema de Informações Ambientais do Distrito Federal (SISDIA, 2025).

Na Figura 8 tem-se que os solos mais representativos da bacia hidrográfica, que foram o Latossolo Vermelho (65%), Cambissolo (18%) e Latossolo Vermelho-Amarelo (11%).



**Figura 8.** Solos da BRP-DF.

Fonte: Elaboração própria, com base em SISDIA (2025).

Os Latossolos são solos altamente porosos, intemperizados, resultantes da remoção de sílica e de bases trocáveis do perfil, concentram minerais secundários do grupo da caulinita, óxidos, hidróxidos e oxi-hidróxidos de ferro e alumínio como hematita, goethita, gibbsita e outros. São solos profundos (normalmente superiores a 2 m), sequência de horizonte A, B e C, pouco diferenciado com cor variando de vermelha a amarelada. Apresentam baixo teor de silte (entre 10% e 20%) e teor de argila variando entre (15 a 80%), distróficos e ácricos, com baixa capacidade de troca catiônica e níveis de pH, em torno de 4,0 e 5,5 (RESCK et al., 1991; REATTO et al., 2004).

As características do Latossolo Vermelho (LV) são de solos profundos, com horizonte B espesso (>50 cm), teor de argila variando entre 67% e 75%, solos drenados a bem drenados, com alta permeabilidade de água, fortemente ácidos, classificados como distróficos e ácricos (de baixa fertilidade). A profundidade do *solum* (horizontes A + B) refere-se ao volume de solo utilizado para o aprofundamento de raízes e retenção de água. Os Latossolos Vermelho-Amarelo (LVA) são solos bem drenados, muito profundos e uniformes em características de cor, textura e estrutura. (EMBRAPA, 2025).

Os Cambissolos são solos que apresentam pouca alteração física e química, porém suficiente para desenvolvimento de cor e estrutura. Geralmente, apresentam minerais primários intemperizáveis, indicando baixo grau de intemperização. São solos pouco desenvolvidos com horizonte B incipiente, podem ocorrer em terrenos planos a forte ondulados (SPERA et al., 2002). Alguns solos desta classe possuem características morfológicas similares às dos Latossolos. Eles apresentam espessura no mínimo mediana (50-100 cm de profundidade) e sem restrição de drenagem, em relevo pouco movimentado, eutróficos ou distróficos, apresentam bom potencial agrícola (EMBRAPA, 2025). Os cambissolos da Bacia do Rio Jardim (unidade hidrográfica da BRP-DF) apresentam estrutura variável, predominando blocos subangulares, desde rasos até profundos, presentes em relevo plano e suave ondulado a relevo ondulado, de maneira geral, moderadamente drenados. A classe CXbd 4 (Cambissolo Hálico textura argilosa relevo suave ondulado) foi enquadrado com uma boa aptidão para práticas agrícolas, para plantio direto, com rotação das culturas de soja e milho (SPERA et al., 2002).

Para parametrizar os cenários de exposição da BRP-DF foram utilizados os dados do Levantamento Semidetalhado dos Solos da Bacia do Rio Jardim, na escala 1:50.000 (REATTO et al., 2000). A Bacia do Rio Jardim é uma subunidade hidrográfica da BRP-DF, com alta produtividade agrícola e uma área de drenagem de 52,7 mil hectares, representando quase metade da BRP-DF.

Como o PWC requer vários dados de solos, os quais não estão descritos no levantamento de Reatto et al. (2000), consultou-se outro estudo, também realizado na Bacia Experimental do Alto Rio Jardim. Esse segundo estudo (LIMA et al., 2013) apresenta levantamentos com diversos parâmetros descritos por camada e por tipo de solo, utilizados na aplicação do modelo hidrológico SWAT (*Soil & Water Assessment Tool*). Enquanto Reatto et al. (2000) não fornecem dados como densidade do solo e capacidade de armazenamento de água por camada, tais informações estão descritas em Lima et al. (2013). Ambos os estudos foram conduzidos na mesma área de estudo.

Os solos da Bacia do Rio Jardim, subunidade hidrográfica da BRP-DF, apresentam baixa capacidade de troca catiônica, conforme descrito no Boletim de Pesquisa da Embrapa sobre os parâmetros físicos dos solos do Cerrado (CPAC – Planaltina, DF, 1981). A capacidade de troca catiônica está diretamente relacionada ao teor de matéria orgânica do solo, desempenhando papel fundamental na retenção de água. A água disponível entre a capacidade de campo e o ponto de murchamento permanente constitui a principal fonte hídrica para o desenvolvimento das plantas (REATTO et al., 2000). Solos argilosos apresentam maior

capacidade de retenção de água, enquanto solos arenosos, especialmente com predominância de areia grossa, apresentam menor capacidade de retenção (RESCK, 1981).

Cabe esclarecer que o Ponto de Murcha Permanente (PMP) representa o limite inferior de água disponível no solo, ou seja, a quantidade mínima de umidade que as plantas conseguem absorver para manter-se vivas, sendo um parâmetro essencial para evitar perdas por estresse hídrico.

No estudo da Embrapa Cerrados sobre a calibração e validação de sensor dielétrico para estimativa de teor de água em solo (SÁ; SANTOS JUNIOR; SANO, 2008), conduzido na região de Planaltina – DF foi descrito o ponto de murcha para área cultivada com culturas anuais convencionais, de soja e milho, como sendo:

- Latossolo Vermelho Amarelo textura muito argilosa (LV<sub>Aa</sub>): Ponto de murcha de 0,30 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>;
- Latossolo Vermelho Amarelo textura média (LV<sub>Am</sub>): Ponto de murcha de 0,14 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>;
- Neossolo Quartzarênico (RQ): Ponto de murcha de 0,10 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>.

A falta de dados em escala apropriada traz oportunidades para a utilização de funções de pedotransferência (FPTs) que possibilitam estimar propriedades dos solos, utilizando parâmetros mais simples e acessíveis, para estimar propriedades hidrofísicas do solo (como a capacidade de campo e o ponto de murcha). A precisão e confiabilidade das FPTs dependem das características do conjunto de dados e das técnicas empregadas (VELOSO; RODRIGUES; OTTONI, 2024).

A Capacidade de Campo (CC) é a máxima quantidade de água retida pelo solo após sua drenagem, enquanto o Ponto de Murcha Permanente (PMP) indica o nível de umidade em que as plantas não conseguem mais absorver água, causando murchamento irreversível. Solos argilosos armazenam mais água do que os arenosos. A água disponível no solo corresponde à diferença entre CC e PMP, sendo fundamental para o manejo agrícola e estimada subtraindo-se a umidade do PMP da umidade na CC (EMBRAPA, 2017; ARAÚJO FILHO *et al.*, 2022).

Para a parametrização de solos nos cenários brasileiros da BRP-DF no modelo PWC, foram utilizados os dados dos estudos citados, anteriormente. Os dados estão consolidados por tipo de solos, conforme: Tabela 12 - Latossolo Vermelho (LV); Tabela 13 - Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) e, Tabela 14 – Cambissolo (CX). Para os valores de ponto de murcha, como não houve precisão nas quantidades expressas por tipo de cultura, solos e horizontes nos estudos consultados, utilizou-se o valor médio de 14 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> (SÁ; SANTOS JUNIOR; SANO, 2008).

**Tabela 12.** Dados de solos para parametrização dos cenários da BRP-DF (Latosolo Vermelho - LV).

Tipo de solo – LATOSSOLO VERMELHO (LV) - Número de horizontes: 06									
Esp. (cm)	Dens. (g/cm <sup>3</sup> )	Cap. armazen. de água (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	Mín. Cap Ponto de murcha (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	Máx. Cap Cap. de Campo (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	CO (%)	Areia (%)	Argila (%)	N	USLE K
0-10	0,90	0,12	0,14	0,26	1,756	12,94	71,00	100	0,018
10-25	0,90	0,12	0,14	0,26	1,581	12,94	75,00	50	0,018
25-40	0,90	0,12	0,14	0,26	1,406	12,94	75,00	40	0,018
40-70	0,94	0,14	0,14	0,28	1,081	10,79	75,00	35	0,015
70-130	0,94	0,14	0,14	0,28	0,732	10,79	69,00	13	0,015
130-200+	0,94	0,14	0,14	0,28	0,710	10,79	73,00	2	0,015

Nota: **Esp:** Espessura; **Dens:** Densidade; **CO:** carbono orgânico; **Cap. Armaz:** Capacidade de armazenamento de água no solo. **Mín. Cap. ou Ponto de murcha:** mínima capacidade de armazenamento; **Máx. Cap ou Capacidade de campo:** máxima capacidade de armazenamento; **N:** número de camadas para discretização no modelo PWC. Fonte: Espessura de horizonte; percentual de carbono orgânico e argila foram extraídos de Reatto et al. (2000) – a unidade de campo citada no estudo foi BJ8; Dens. do solo, capacidade de armazenamento de água, teor de areia, e fator de erodibilidade do solo (USLE K) foram extraídos de Lima et al. (2013); Ponto de murcha permanente (SÁ; SANTOS JUNIOR; SANO, 2008). A Capacidade de campo foi obtida pela soma do ponto de murcha com a capacidade de armazenamento ou retenção de água no solo (EMBRAPA, 2017; ARAÚJO FILHO et al., 2022). O parâmetro N refere-se ao número de camadas do perfil no modelo PWC (YOUNG; FRY, 2020).

**Tabela 13.** Dados de solos para parametrização dos cenários da BRP-DF (Latosolo Vermelho-Amarelo - LVA).

Tipo de solo – LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO (LVA) - Número de horizontes: 08									
Esp. (cm)	Dens. (g/cm <sup>3</sup> )	Cap. armazen. de água (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	Mín. Cap Ponto de murcha (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	Máx. Cap Cap. de Campo (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	CO (%)	Areia (%)	Argila (%)	N	USLE K
0-10	0,94	0,11	0,14	0,25	1,843	18,03	70,00	100	0,019
10-20	0,94	0,11	0,14	0,25	1,465	18,03	71,00	70	0,019
20-40	0,94	0,11	0,14	0,25	1,110	18,03	71,00	50	0,019
40-65	0,94	0,11	0,14	0,25	0,820	18,03	68,00	40	0,019
65-125	0,96	0,13	0,14	0,27	0,587	15,09	71,00	15	0,017
125-155	0,96	0,13	0,14	0,27	0,616	15,09	75,00	12	0,017
155-230	0,96	0,13	0,14	0,27	0,529	15,09	71,00	5	0,017
+230	0,96	0,13	0,14	0,27	0,232	15,09	79,00	2	0,017

Nota: **Esp:** Espessura; **Dens:** Densidade; **CO:** carbono orgânico; **Cap. Armaz:** Capacidade de armazenamento de água no solo. **Mín. Cap. ou Ponto de murcha:** mínima capacidade de armazenamento; **Máx. Cap ou Capacidade de campo:** máxima capacidade de armazenamento; **N:** número de camadas para discretização no modelo PWC. Fonte: Espessura de horizonte; percentual de carbono orgânico e argila foram extraídos de Reatto et al. (2000) – a unidade de campo citada no estudo foi BJ5; Dens. do solo, capacidade de armazenamento de água, teor de areia, e fator de erodibilidade do solo (USLE K) extraídos de Lima et al. (2013); Ponto de murcha permanente (SÁ; SANTOS JUNIOR; SANO, 2008). A Capacidade de campo foi obtida pela soma do ponto de murcha com a capacidade de armazenamento ou retenção de água no solo (EMBRAPA, 2017; ARAÚJO FILHO et al., 2022). O parâmetro N refere-se ao número de camadas do perfil no modelo PWC (YOUNG; FRY, 2020).

**Tabela 14.** Dados de solos para parametrização dos cenários da BRP-DF (Cambissolo - CX).

Tipo de solo – (CAMBISSOLO – CX) - Número de horizontes: 05									
Esp. (cm)	Dens. (g/cm <sup>3</sup> )	Cap. armazen. de água (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	Mín. Cap Ponto de murcha (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	Máx. Cap Cap. de Campo (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	CO (%)	Areia (%)	Argila (%)	N	USLE K
0-5	0,99	0,11	0,14	0,25	2,046	17,20	51,00	100	0,023
5-20	0,99	0,11	0,14	0,25	1,709	17,20	56,00	80	0,023
20-35	0,99	0,11	0,14	0,25	1,291	17,20	59,00	35	0,023
35-60	0,99	0,11	0,14	0,25	0,814	17,20	60,00	6	0,023
60-80	0,99	0,11	0,14	0,25	0,587	17,20	57,00	4	0,023

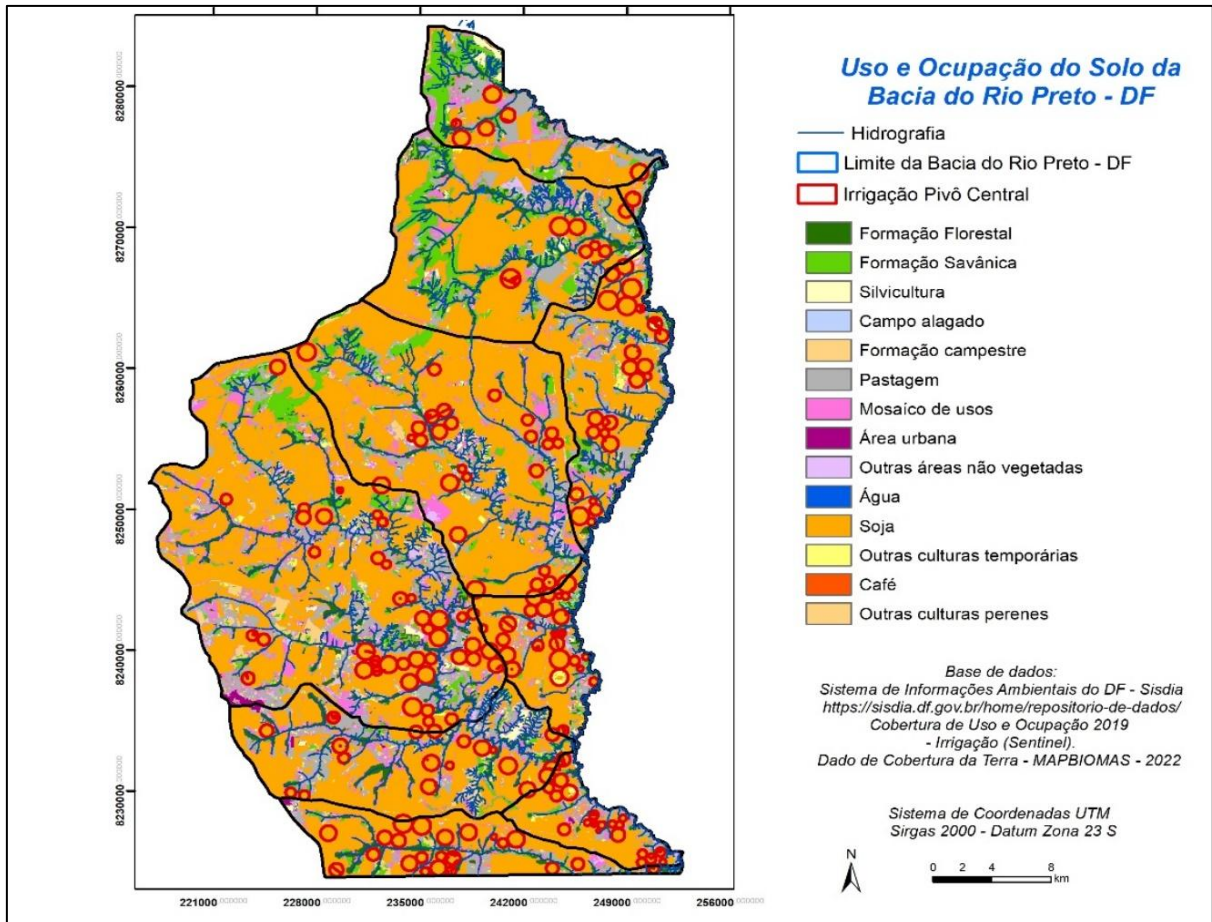
Nota: **Esp:** Espessura; **Dens:** Densidade; **CO:** carbono orgânico; **Cap. Armaz:** Capacidade de armazenamento de água no solo. **Mín. Cap. ou Ponto de murcha:** mínima capacidade de armazenamento; **Máx. Cap ou Capacidade de campo:** máxima capacidade de armazenamento; **N:** número de camadas para discretização no modelo PWC. Fonte: Espessura de horizonte; percentual de carbono orgânico e argila foram extraídos de Reatto et al. (2000) – a unidade de campo citada no estudo foi BJ12; Dens. do solo, capacidade de armazenamento de água, teor de areia, e fator de erodibilidade do solo (USLE K) extraídos de Lima et al. (2013); Ponto de murcha permanente (SÁ; SANTOS JUNIOR; SANO, 2008). A Capacidade de campo foi obtida pela soma do ponto de murcha com a capacidade de armazenamento ou retenção de água no solo (EMBRAPA, 2017; ARAÚJO FILHO et al., 2022). O parâmetro N refere-se ao número de camadas do perfil no modelo PWC (YOUNG; FRY, 2020).

#### 4.4.5 – Dados da Cultura agrícola

A quarta aba “**Crop**” do PWC refere-se aos dados de entrada sobre o desenvolvimento da cultura agrícola, com os ciclos de cultivo, as datas de emergência e maturação, da seguinte forma:

- **Data de Emergência:** informar o mês e dia em que a cultura emerge do solo.
- **Data de Maturidade:** Informar o mês e dia em que a cultura atinge a sua maturação.
- **Profundidade da raiz (cm):** Informar profundidade da raiz da cultura.
- **Altura da planta (cm):** Altura da cultura na maturidade.
- **Holdup (cm):** Este parâmetro junto com a cobertura da copa determina quanta água pode ser armazenada na copa e não atingir o solo.
- **Folhagem Pós-Colheita:** Designa o que acontece com o agrotóxico que permanece na folhagem (resíduos) após a colheita.
- **Periodicidade de plantio:** O intervalo anual entre o surgimento das culturas. Para culturas cultivadas anualmente, insira 1.

A agricultura é a atividade predominante na paisagem geográfica da área de estudo, com destaque para o cultivo da soja. Considerando a ausência de informações sobre o mapeamento das áreas cultivadas do milho, e, como o milho safrinha (2<sup>a</sup> safra) sucede a cultura da soja, inferiu-se que ambas as culturas compartilham de mesmas áreas agrícolas. A Figura 9 descreve a predominância do cultivo da soja na BRP–DF, com base em dados de uso e ocupação do solo (SISDIA, 2025; MAPBIOMAS, 2022). A Tabela 15 descreve o processo produtivo da soja e do milho no Brasil e no Distrito Federal.



**Figura 9.** Uso e Ocupação da BRP-DF.

Fonte: Elaboração própria, com base em SISDIA, 2025; MAPBIOMAS, 2022.

**Tabela 15.** Resumo do processo produtivo da soja e do milho no Brasil e no Distrito Federal.

Cultura/descrição	Plantio e Colheita	Ciclo Fenológico	Produção
<p><b>Cultura: Soja</b></p> <p>A <b>soja</b> <i>Glycine max</i> é uma planta herbácea, com estatura média entre 60 e 110 cm. Com três grupos de maturação: precoce (até 125 dias), média (126 a 140 dias) e tardio (&gt;140 dias). (NEPOMUCENO et al., 2025).</p>	<p>No Brasil, as datas do plantio podem variar e dependem de fatores climáticos. O plantio da soja no Distrito Federal ocorre na primavera, tendo a colheita no verão e no início do outono (CONAB, 2022). Ocorrendo de 01 de outubro de 2023 a 08 de janeiro de 2024 (Portaria SPA/MAPA N° 840, de 7 de julho de 2023).</p>	<p>São quatro fases: a Fase I: estabelecimento, que inclui o plantio, a germinação/emergência e o surgimento das primeiras folhas; a Fase II: crescimento vegetativo; a Fase III: floração e enchimento de grãos; e a Fase IV: maturação, conforme disposto no Zoneamento Agrícola de Risco Climático (ZARC) para a cultura da soja no Distrito Federal, ano da safra 2024/2025, Portaria SPA/MAPA N° 104, de 10 de maio de 2024 (BRASIL, 2024a).</p>	<p>Disponibilidade de água é um fator importante, principalmente, em dois períodos: na germinação-emergência e na floração-enchimento de grãos. A maturação pode ser acelerada por altas temperaturas e às temperaturas baixas na fase da colheita, associadas ao período chuvoso ou de alta umidade, o que pode provocar atraso na data da colheita (EMBRAPA, 2014).</p>

Cultura/descrição	Plantio e Colheita	Ciclo Fenológico	Produção
<p><b>Cultura: Milho</b></p> <p>O <b>milho</b> <i>Zea Mays L</i> é um dos cereais mais cultivados devido a sua grande adaptação às diferentes condições ambientais (MEIRELLES et al., 2003). O processo produtivo do milho leva cerca de 120 dias, em condições de temperatura e umidade do ar adequadas, a emergência ocorre 4 a 5 dias após a semeadura, numa temperatura de 25°C a 30°C (MAGALHÃES; DURÃES, 2025).</p>	<p><b>Milho 1ª Safra</b> no Distrito Federal, ano-safra (Portaria SPA/MAPA Nº 121, de 24 de maio de 2024). Período de plantio definido por decêndios (intervalos de 10 dias) com base no balanço hídrico para solos de tipos 1, 2 e 3. O plantio da 1ª safra ocorre entre setembro e dezembro.</p> <p><b>Milho 2ª Safra</b> no Distrito Federal, ano-safra (Portaria SPA/MAPA Nº 276, de 24 de julho de 2024). Período de plantio, geralmente, ocorre após a safra de verão (soja ou milho 1ª safra), no início do ano, tipicamente entre fevereiro e março.</p> <p>A colheita do milho deve ser realizada tão logo o grão atinja o ponto de colheita (Portaria SPA/MAPA Nº 276, de 24 de julho de 2024).</p>	<p>São quatro as fases: a <b>Fase I</b> - germinação/emergência; a <b>Fase II</b> - crescimento/desenvolvimento; a <b>Fase III</b> - florescimento/enchimento de grãos e a <b>Fase IV</b> – maturação (Portaria SPA/MAPA Nº 276, de 24 de julho de 2024).</p>	<p>As cultivares de milho foram classificadas em dois grupos de características homogêneas: Grupo I (<math>n &lt; 110</math> dias); Grupo II (<math>110 \text{ dias} \leq n \leq 140</math> dias); onde <math>n</math> expressa o número de dias da emergência à maturação fisiológica (Portaria SPA/MAPA Nº 276, de 24 de julho de 2024).</p>

Fonte: Portaria MAPA Nº 840, de 7 de julho de 2023. Portaria SPA/MAPA Nº 104, de 10 de maio de 2024. Portaria SPA/MAPA Nº 276, de 24 de julho de 2024.

Os parâmetros inseridos no PWC, para a parametrização dos cenários de exposição de agrotóxicos na BRP-DF, com as datas de plantio foram consultados junto aos levantamentos do Zoneamento Agrícola de Risco Climático (ZARC). As datas inseridas no modelo PWC seguiram a orientação do período de plantio, com o menor risco climático de 20%, conforme estabelecido no ZARC (Tabela 16). As datas foram consultadas no aplicativo fornecido para auxiliar os produtores rurais sobre as melhores épocas de plantios das culturas por municípios, conforme informações oficiais obtidas no ZARC- Plantio Certo (EMBRAPA, 2019).

**Tabela 16.** Plantio, emergência e colheita das culturas para os cenários da BRP-DF.

<b>Cultura</b>	<b>Ciclo (dias)</b>	<b>Plantio/ Semeadura (meses)</b>	<b>Emergência</b>	<b>Maturação fisiológica</b>	<b>Colheita (meses)</b>	<b>Fonte</b>
<b>Soja sequeiro</b>	130 dias	Outubro, novembro, dezembro. Janeiro. (Primavera/Verão)	intervalo médio entre 5 e 10 dias para ocorrência da emergência após a sementeira.	varia entre 95 e 115 dias, dependendo da cultivar e das condições ambientais.	Fevereiro a maio (Verão/Outono)	Portaria MAPA N° 104/2024. EMBRAPA, 2013.
		<b>11 out.</b>	<b>21 out.</b>	<b>10 fev.</b>	<b>19 fev.</b>	<b>Data usada para simulação no modelo PWC</b>
<b>Milho sequeiro</b>	<b>1ª Safra</b> 120 dias	Outubro, novembro, dezembro (Primavera/Verão)	intervalo médio entre 5 e 10 dias para ocorrência da emergência após a sementeira.	de 95 a 110 dias	Fevereiro a abril (Verão/Outono)	Portaria MAPA n° 121/2024
		<b>21 out.</b>	<b>31 out.</b>	<b>10 fev.</b>	<b>19 fev.</b>	<b>Data usada para simulação no modelo PWC</b>
	<b>2ª Safra</b> 120 dias	Janeiro a fevereiro (Verão)	intervalo médio entre 5 e 10 dias para ocorrência da emergência após a sementeira.	de 95 a 110 dias	Mai a junho (Outono/ Inverno)	Portaria MAPA n° 276/2024
		<b>10 fev.</b>	<b>20 fev.</b>	<b>8 jun.</b>	<b>15 jun.</b>	<b>Data usada para simulação no modelo PWC</b>

Nota: As datas sugeridas foram consultadas junto ao aplicativo ZARC – Plantio Certo, considerando os menores riscos climáticos. Fonte: EMBRAPA, 2019; CONAB, 2022.

No manual do PRZM 5, informa que a profundidade efetiva da raiz (*max\_root\_depth*), não necessariamente é a profundidade máxima. O PRZM requer este parâmetro em centímetros para estimar a medição da profundidade da raiz a partir da superfície terrestre para fins de estimativa da evapotranspiração. Sobre a capacidade máxima de armazenamento de interceptação da cultura (*max\_canopy\_holdup*), esse parâmetro estima a quantidade de precipitação que é interceptada pelo dossel da cultura. O manual do PRZM 3.12 afirmou que um intervalo de 0,1 a 0,3 cm para um dossel denso foi reportado por Knisel (1980); no entanto, não foi possível encontrar referência a esses valores. O manual do PRZM 3.12 apresenta uma tabela de valores para CINTCP, mas a fonte é desconhecida. Alternativamente, pode ser calculado a partir de uma relação simples de interceptação pela cultura, citada por diversos autores que assume uma cobertura de 0,02 cm

no dossel vezes o índice de área foliar (IAF). Sobre a cobertura máxima cultivada (*max\_canopy\_cover*), para a maioria das culturas, utiliza-se entre 80% e 100% (USEPA, 2019; YOUNG; FRY, 2020).

Na parametrização para a construção dos cenários brasileiros para a BRP–DF, os valores foram mantidos conforme descritos no Manual do PRZM (YOUNG; FRY, 2020) e, bem como aqueles adotados nos cenários norte-americanos, disponibilizados pela USEPA. Para a cultura da soja, foi utilizado o cenário (*Soybean-r12-B- 9095*), enquanto para a cultura do milho, adotou-se o cenário do milho (*Corn-r12-B\_V4-8379*) (USEPA, 2024d).

Na Tabela 17 são descritos os dados referentes à profundidade de raiz e dossel de cada cultura requeridos no PWC, os valores foram mantidos como aparecem nos cenários de milho e soja norte-americanos.

**Tabela 17.** Dados de profundidade da raiz e dossel para parametrização no modelo.

Cultura (Crop)	Profundidade da raiz (cm) (Root Depth)	DOSSSEL (Canopy)		
		Cobertura (%) (Cover)	Altura (cm) (Height)	Retenção (cm) (holdup)
Soja	99	100	1,0	0,2
Milho	122	100	1,0	0,25

Fonte: Profundidade da raiz e Dossel – os valores foram mantidos conforme disposto no modelo. Valores padrão descritos nos cenários norte-americanos de soja e milho no PWC 2.001 (*default*).

#### 4.4.6 – Dados de escoamento superficial e de erosão

Na quinta aba do PWC 2.001 denominada “**Runoff**” entram os parâmetros relacionados ao escoamento superficial e à erosão. Descritos com os seguintes dados de entrada de:

- **CN:** Curva Número (*Curve Number*), utilizada para estimar o escoamento superficial em função do uso e manejo do solo, conforme o método desenvolvido pelo Serviço de Conservação de Recursos Naturais dos Estados Unidos (*Natural Resources Conservation Service – NRCS*). Esse método tem como objetivo estimar o escoamento superficial a partir da precipitação, considerando o grupo hidrológico do solo (*Hydrologic Soil Group - HSG*) e a classe de uso-manejo do solo (*land use and treatment class*) (USDA, 2004).
- **USLE C:** Fator de cobertura e manejo da vegetação, usado na equação de perda de solo USLE (*Universal Soil Loss Equation*). Representa o efeito da cobertura vegetal na redução da erosão. Os valores de USLE C são adimensionais e variam de 0,001 (solo bem manejado) até 1,0 (condição de pousio ou solo preparado/movimentado).

- **USLE K:** Fator K de erodibilidade do solo. Este é um parâmetro específico do solo que representa a susceptibilidade natural do solo à erosão pela chuva e pelo escoamento superficial. Um indicador da suscetibilidade inerente do solo à erosão hídrica. Ele depende diretamente das propriedades físicas, químicas e mineralógicas do solo (USEPA, 2020).
- **USLE LS:** Fator topográfico LS da USLE. Representa o comprimento e a declividade da encosta. Este fator é adimensional.
- **USLE P** – Fator de práticas conservacionistas. Os valores são adimensionais e variam de 0,10 (práticas mais conservacionistas) até 1,0 (ausência de práticas conservacionistas).
- **IREG:** parâmetro utilizado no cálculo do tempo de concentração e do pico de vazão (*peak flow*).
- **Slope (Declive):** Inclinação, declividade do terreno (%). Influência da topografia nos processos de escoamento superficial e erosão.
- **N (Manning's N):** Coeficiente de rugosidade do solo ou cobertura. O método Lag não foi utilizado nesse estudo.
- **No. Of Time-Varyng Factors (Número de Fatores Variáveis no Tempo):** O PWC permite variações sazonais nos processos de escoamento superficial e erosão ao longo do ano, por meio da especificação do dia e do mês em que ocorrem as alterações, bem como dos valores correspondentes de CN e USLE-C.

Na modelagem, o **Escoamento Superficial (Runoff) diário** é calculado de acordo com os valores de CN. Neste caso, o grupo hidrológico do solo, em conjunto com a cobertura do solo são usados para determinar o CN (USEPA, 2019).

O valor de CN elevado representa maior potencial de escoamento superficial (solo menos permeável, menor infiltração, maior volume de escoamento). Já um CN baixo representa menor potencial de escoamento superficial (solo mais permeável, maior infiltração, menor escoamento superficial) (USDA,2004).

O CN é calculado a partir dos eventos de precipitação, considerando as características do solo, conforme expresso pela equação abaixo (YOUNG; FRY, 2020).

$$Q = \begin{cases} 0 & , P \leq 0.2S \\ \frac{(P-0.2S)^2}{P+0.8S} & , P > 0.2S \end{cases} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

Q = escoamento superficial (cm)

P = precipitação do evento (cm)

S = retenção potencial máxima do solo (cm)

O valor de S (retenção potencial máxima do solo) está relacionado ao tipo de solo, à cobertura vegetal e às práticas de manejo, sendo calculado com base em valores tabelados do CN, conforme a seguinte equação:

$$S = \frac{2540}{CN} - 25.4 \quad (\text{Equação 2})$$

Além disso, o CN utilizado para o cálculo diário do escoamento superficial é ajustado diariamente com base na umidade do solo, utilizando a interpolação linear para determinar o CN de acordo com Manual do PRZM5 (YOUNG; FRY, 2020).

**Para calcular o escoamento superficial da BRP-DF** foi necessário dispor de valores de CN para a área de estudo, para isso foram utilizados dados do Relatório Técnico da Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal (ADASA, 2007), que detalha os grupos hidrológicos de solos do DF, de acordo com o enquadramento das classes registradas no Mapa de Solos do DF (escala 1:100.000). São quatro grupos hidrológicos (A, B, C, D) relacionados com as classes de cobertura da terra. As definições dos grupos hidrológicos apresentadas pelo Serviço de Conservação do Solo dos EUA (SCS, 1986), em resumo definiu que:

- Grupo A: corresponde a solos com baixo potencial de escoamento e alta taxa de infiltração (taxa mínima de infiltração >7,62 mm/h);
- Grupo B: solos com moderada taxa de infiltração, moderadamente a bem drenados (taxa mínima de infiltração 3,81-7,62 mm/h);
- Grupo C: solos com baixa taxa de infiltração (taxa mínima de infiltração 1,27-3,81mm/h); e
- Grupo D: solos com alto potencial de escoamento, baixa taxa de infiltração taxa mínima de infiltração 1,27 mm/h).

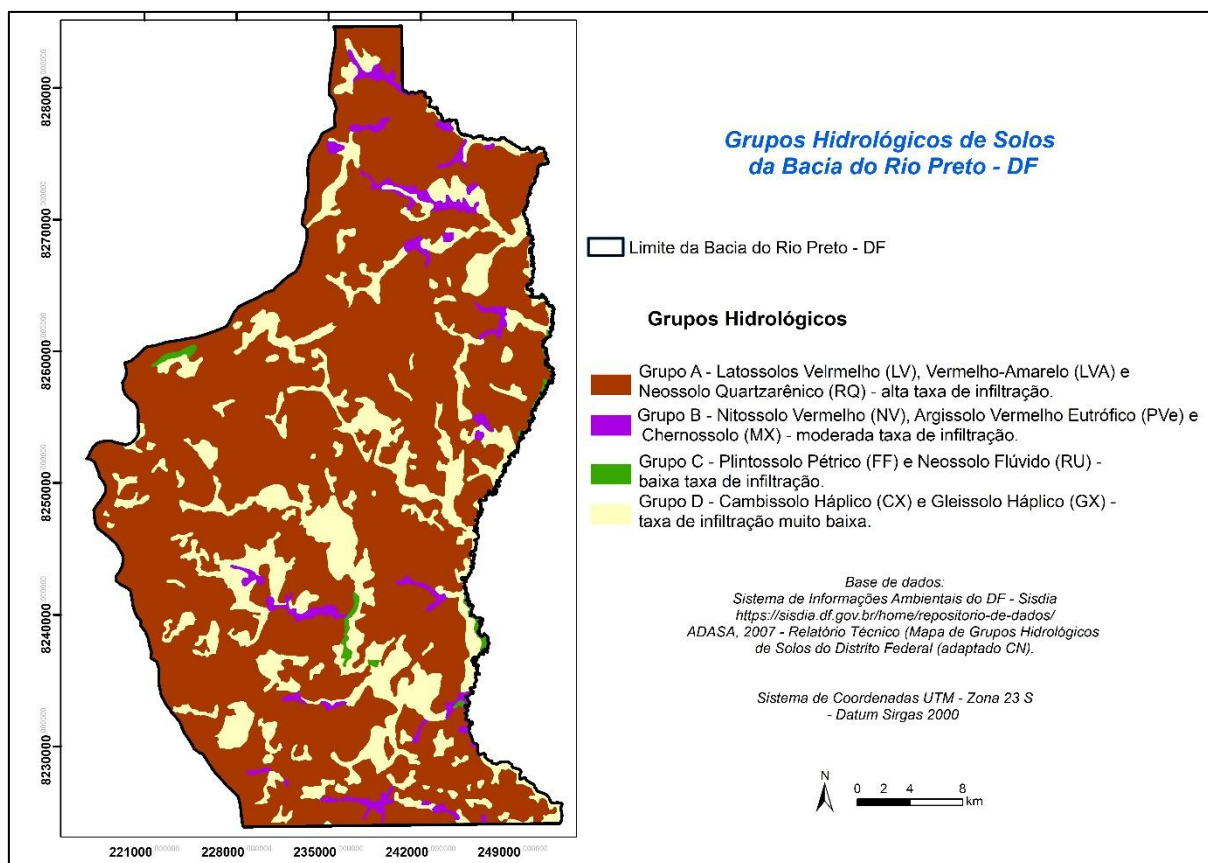
A Tabela 18 descreve os grupos hidrológicos de solos para o Distrito Federal – DF, conforme relatório da Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal (ADASA, 2007), seguindo (SARTORI; LOMBARDI NETO; GENOVEZ, 2005).

**Tabela 18.** Grupos Hidrológicos de Solos do Distrito Federal.

<i>Grupo Hidrológico do Solo</i>	<i>Classes de Solo do Distrito Federal</i>
A	Latossolos Vermelho (LV) e Vermelho Amarelo (LVA) e Neossolo Quartzarênico (RQ).
B	Nitossolo Vermelho (NV), Argissolo Vermelho Eutrófico (PVe) e Chernossolo (MX).
C	Plintossolo Pétrico (FF), Neossolo Flúvico (RU).
D	Gleissolo Háptico (GX), Cambissolo Háptico (CX).

Fonte: ADASA, 2007 - Proposta de adequação das classes de uso e cobertura da terra do Distrito Federal aos tipos de uso e cobertura definidos pelo CN. Referência para a composição do CN pelo método de Lombardi-Neto (1989) e Sartori (2005).

A Figura 10 espacializa os grupos hidrológicos de solos do DF, com o recorte para a BRP– DF. Os dados foram obtidos junto a base de informações (SISDIA, 2025).



**Figura 10.** Grupos Hidrológicos de Solos da BRP-DF.

Fonte: Elaboração própria, com base ADASA, 2007; SISDIA, 2025.

Os valores de CN relacionados às culturas agrícolas foram obtidos de acordo com o método definido pelo Serviço de Conservação de Recursos Naturais do Departamento de

Agricultura dos Estados Unidos, referente a valores de CN para terras agrícolas (USDA, 2004). A Tabela 19 traz o detalhamento dos valores de CN em função do tipo de cobertura e dos grupos hidrológicos de solos (A, B, C, D) para terras agrícolas (USDA, 2004).

**Tabela 19.** Valor de CN para terras agrícolas.

Cultura/Uso	Tipo de cobertura	Grupo Hidrológico de Solos			
		A	B	C	D
Milho, Soja	Culturas em linha ( <i>Row crops</i> ), considerando boa condição de manejo Fileiras retas ( <i>Straight row</i> )	67	78	85	89
Pousio	Solo descoberto em pousio – condição boa do solo ( <i>Fallow – bare soil</i> )	74	83	88	90
Plantas de cobertura	Pasto, pastagem, forragem - gramíneas forrageiras permanentes, com condição boa ( <i>Pasture, grassland, or range – continuous forage for grazing</i> )	39	61	74	80
Práticas conservacionista	Culturas em linha ( <i>Row crops</i> ), considerando boa condição seguindo curvas de nível, terraceamento e cobertura com resíduo vegetal (C & T+ CR); ( <i>Contoured (C); Terraced (T); Crop residue cover</i> )	61	70	77	80

Fonte: Valores de CN para terras agrícolas – Adaptado de USDA (2004).

Assim, para a construção dos cenários de exposição da BRP-DF, considerou-se os grupos hidrológicos de solos predominantes na área de estudo: grupos A (Latosolos) e D (Cambissolo), bem como os valores do CN atribuídos às áreas agrícolas por culturas e tipo de cobertura (USDA, 2004; ADASA, 2007).

Quanto ao cálculo da **Erosão diária**, a modelagem trabalha com os atributos da USLE, para determinar os fatores do processo de erosão local. A equação foi desenvolvida por Wischmeier e Smith (1965). É um modelo empírico que estima a erosão laminar, está representada pela equação (Wischmeier e Smith, 1978, citada por LIMA et al., 2007a):

$$E = R * K * L * S * C * P \quad (\text{Equação 3})$$

Onde,

E é a taxa média de perda de solo (t/ha/ano);

R é o fator de erosividade anual pela chuva (MJ.mm/ha.h.ano);

K é o fator de erodibilidade do solo (t. ha.h/ha.MJ.mm);

LS é o Fator topográfico (adimensional); L= comprimento da rampa e S= declividade;

C é o fator de uso e manejo (adimensional); e

P é o fator de prática conservacionista (adimensional).

**Quanto aos dados de erosão da BRP-DF**, utilizados na modelagem, os resultados dos parâmetros da USLE foram extraídos de dois estudos (LIMA, 2007b; CHAVES et al., 2011), que analisaram a estimativa da perda de solo na Bacia do Rio Jardim – DF, que faz parte da BRP-DF (Tabela 20).

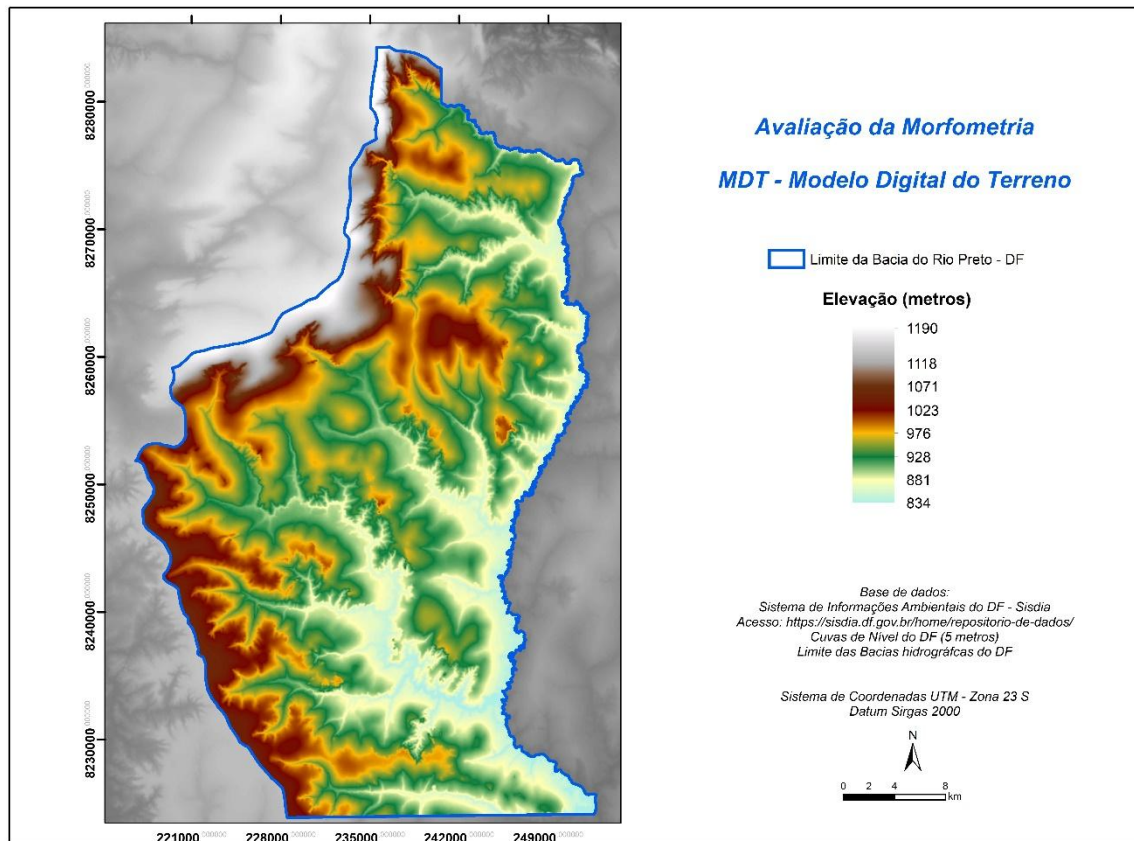
Chaves et al (2011) descreveu que há uma diferença entre as regiões do alto, médio e baixo Jardim, sendo que na região do alto Jardim, o relevo é mais movimentado com taxas de erosão maiores. Já no médio Jardim, as taxas de erosão são baixas, provenientes de um relevo mais suave e no baixo Jardim, a presença dos fundos de vales torna-se mais evidente. Para Lima (2007b), grande parte da bacia do alto Rio Jardim apresenta baixa ou moderada taxa média anual de erosão, sendo recomendada a manutenção da vegetação, em áreas com maior susceptibilidade.

Além disso, a maior parte da bacia do Rio do Rio Jardim tem fator LS menor que dois (2), o que indica que a combinação entre declividade (S) e comprimento de rampa (L) favorece a ocupação agrícola da bacia. Em locais que o fator LS é maior do que cinco (5) há maior dificuldade de ocupação e maior risco de problemas de erosão. Nas regiões de cabeceira dos rios é onde encontra os maiores valores de LS da bacia (LIMA, 2007b).

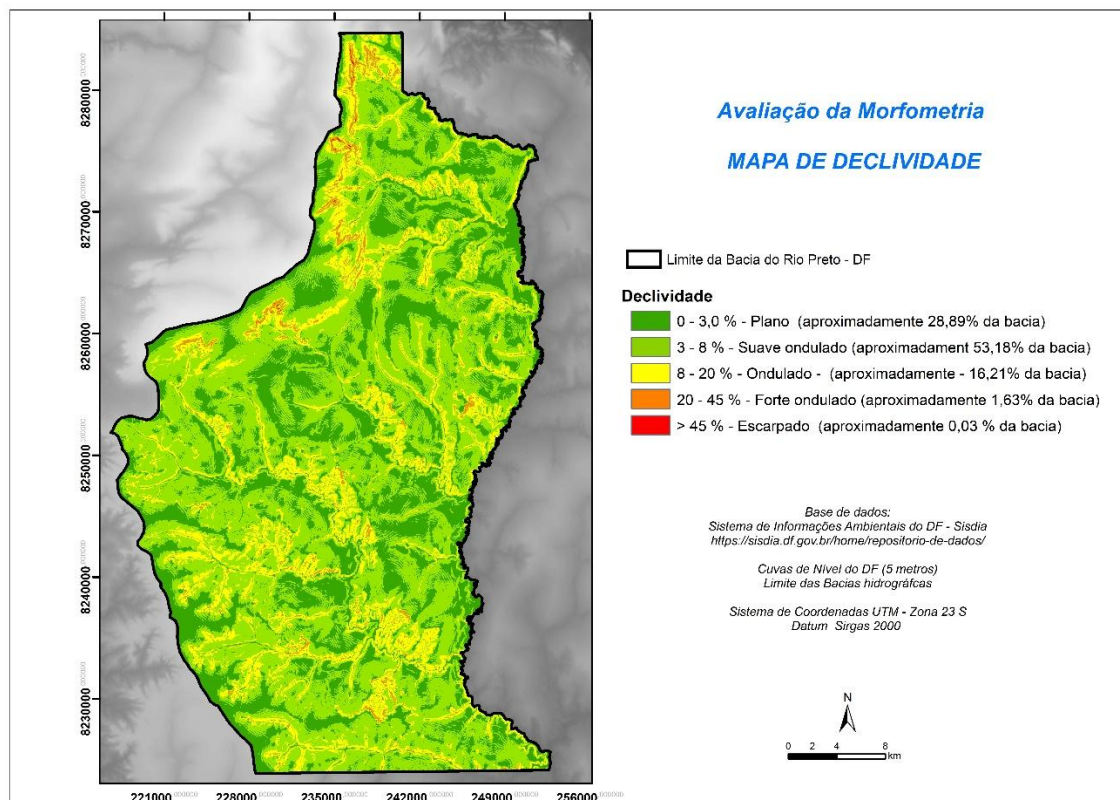
**Tabela 20 .** Dados da perda de solos por erosão para cenários da BRP-DF.

Parâmetros	Descrição	Parametrização	Referência
USLE-C	Fator de uso e manejo do solo (adimensional).	<b>0,20</b>	(LIMA, 2007b) - Valor atribuído para área agrícola na BRP-DF.
		<b>1,0</b> (condição de pousio)	0,001 (bem manejado) a 1,0 (pousio) (USEPA, 2019).
USLE-K	Fator de erodibilidade, ligados às propriedades dos solos e a susceptibilidade à erosão	Solo LV: <b>0,017</b>	(LIMA, 2007b) -Valores de K obtidos com base em mapa de solos.
		Solo LVA: <b>0,018</b>	(LIMA, 2013) - Estudo considerando valor médio por tipo de solo LV (0,015 a 0,018), LVA (0,017 a 0,019) e CX (0,023).
		Cambissolo (CX): <b>0,023</b>	
USLE-LS	Fator topográfico, (L) é o fator de comprimento de rampa, (S) é o fator de declividade (adimensional)	<b>3,8</b> valor médio 0,00012-6,4766 (mín-máx)	(CHAVES et al., 2011). Valores nulos nos interflúvios e topos de chapadas e valores 6,4, na cabeceira de drenagem. Próximo a rodovias em torno de 3,8 (BRP-DF).
USLE-P	Fator práticas conservacionistas (adimensional). Os valores variam de 0,10 a 1,0	<b>1,0</b> (mais conservador) sem prática conservacionista (pior caso)	O fator P igual 1,0 considera um cenário mais erosivo, sem práticas conservacionistas ( <i>up-and-down-slope</i> ) (USEPA, 2019).

Ainda para analisar morfometria da BRP-DF, foram ainda gerados o Modelo Digital de Terreno (MDT) e o Mapa de Declividade, utilizando dados geoespaciais (SISDIA, 2025).



**Figura 11.** Modelo Digital do Terreno da BRP-DF.  
Fonte: Elaboração própria, com base em SISDIA (2025).



**Figura 12.** Declividade da BRP-DF  
Fonte: Elaboração própria, com base em SISDIA (2025).

O Modelo Digital de Terreno (MDT) para a BRP-DF (Figura 11), descreve que as áreas mais altas estão na margem esquerda da bacia, com maior cota de elevação de 1.190 metros e a menor cota de 834 metros, no exultório do Rio Preto. Já a declividade da bacia (Figura 12) obtida com base no próprio MDT gerado, descreve a tendência de declividade das vertentes da margem esquerda dos cursos d'água da bacia. Além disso, é possível observar que mais de dois terços da bacia dispõe de um relevo plano a suavemente ondulado (plano: 28,9%; suave a ondulado: 53% da bacia).

Para o fator IREG foi considerado na parametrização dos cenários brasileiros, o valor quatro (4), por se tratar de um pior cenário (OLIVEIRA, 2020). A Tabela 21 descreve os principais parâmetros de Declividade, IREG (tempo de concentração do pico de vazão).

**Tabela 21.** Dados de entrada quanto à Declividade e fator IREG.

Parâmetros	Descrição	Valor	Referência
<i>Slope</i> (Declive)	Valor médio está entre 3 e 8% para a BRP-DF. Morfometria acima de 53 % suave ondulado	8	SISDIA, 2025 (Mapa de Declividade).
IREG	Atribuído a grades meteorológicas baseadas no mapa de distribuição de chuvas (pico da vazão).	4 (considerando o pior cenário)	YOUNG, FRY, 2016; OLIVEIRA, 2020.
N	Usado para calcular o tempo de concentração do agrotóxico.	Não foi preenchido pois foi marcada a caixa “Use Lag Method for Tc”	Não houve necessidade de preenchimento do N, Manual do PWC (YOUNG, 2020).

#### 4.4.7 – Corpo hídrico representativo considerado na simulação do PWC

No modelo PWC versão 2.001, a sexta aba chamada “*Watershed*” detalha o tipo de simulação e o tamanho da área que receberá os agrotóxicos, podendo ser escolhida uma lagoa padrão (*EPA Pond*) ou um reservatório padrão (*EPA Reservoir*). Neste trabalho foi escolhido para as simulações as medidas estabelecidas no próprio PWC de **lagoa padrão**, com área de um (1) hectare, com profundidade de dois metros, recebendo escoamento de uma área cultivada (área agrícola tratada com agrotóxicos) de 10 hectares.

#### 4.4.8 – As concentrações estimadas no modelo

Na aba “*Out: Pond, Reservoir, Custom Tabs*”, os dados de saída são expressos na unidade de medida *ppb* (partes por bilhão). As exposições aquáticas estão expressas em coluna d'água (água superficiais) e na água intersticial de sedimentos bentônicos (*pore water*). Os resultados são apresentados com as variáveis descritas na Tabela 22.



#### 4.4.9 - Cenário padrão norte-americano para comparar com os cenários brasileiros

Utilizando o PWC versão 2.001, buscou-se ainda por cenários norte-americanos padrão (existente) que mais se aproximassem das condições de plantio de soja e de milho em áreas de Cerrado no Brasil. Nos Estados Unidos, a soja é cultivada em vários locais, com destaque para a região conhecida como "Cinturão da Soja" (USDA, 2024a). O cinturão do milho se estende pelos estados de Indiana a Nebraska produzindo mais de um terço do milho do mundo. O plantio da soja ocorre entre o final de abril e início de maio, o mesmo período também para o milho (BORUNDA, 2022).

Os cenários escolhidos ficam localizados na região do Texas (USA), pelo fato deste estado apresentar algumas condições climáticas mais próximas com as do Cerrado brasileiro (verões úmidos e inverno secos). A base de dados está disponível na página eletrônica da agência (USEPA, 2024d), pasta compactada (dw\_scenarios\_v4). Para a cultura da soja foi escolhido o cenário (*Soybean-r12-B- 9095*), para o milho (*Corn-r12-B\_V4-8379*). Os dados meteorológicos compõem uma série histórica de 54 anos de 1961 a 2014. Nos EUA, a soja e o milho são plantados, geralmente, na primavera.

#### 4.5- Caracterização dos efeitos e o quociente de risco em ambiente aquático

A caracterização dos efeitos do uso de agrotóxicos no meio ambiente baseia-se no seu perfil Estressor-Resposta. A partir de estudos ecotoxicológicos conduzidos com protocolos reconhecidos e espécies padronizadas, é possível identificar e quantificar os impactos ocasionados pelo uso do agrotóxico a um determinado organismo aquático, analisando critérios como a mortalidade, redução do crescimento, alterações reprodutivas, perturbações a nível comunitário e ecossistêmico das espécies testadas (USEPA, 2025a). Os parâmetros (ou *endpoints*) têm como resultados à medida que representa o efeito adverso, tais como: a dose letal (DL<sub>50</sub>), a concentração letal (CL<sub>50</sub>), a Concentração de Efeito Não Observado (CENO) (IBAMA, 2020).

A Tabela 23 descreve alguns resultados de estudos ecotoxicológicos da biota aquática para os três herbicidas (glifosato, 2,4-D e atrazina). Os dados foram extraídos junto às plataformas *Pesticide Properties Database* (PPDB, 2025) e *European Chemicals Agency* (ECHA, 2025).

**Tabela 23.** Resultados de estudos ecotoxicológicos para biota aquática.

Agente Estressor (Agrotóxico)	Organismo não alvo	Espécie	Parâmetro	Toxicidade (endpoint)	
				mg/L	µg/L
Glifosato	Microcrustáceos (CP)	<i>Daphnia magna</i>	CE <sub>50</sub> (48 h)	> 40	> 40.000
		<i>Daphnia magna</i>	CENO 21 dias	12,5	12.500
	Peixes (CS)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL <sub>50</sub> (96 h)	> 100	> 100.000
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CENO 21 dias	2,804	2.804
		<i>Danio rerio</i>	CL <sub>50</sub> (96 h)	> 27,04	> 27.040
2,4-D	Algas (P)	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	CE <sub>50</sub> (72 h)	> 78	> 78.000
	Microcrustáceos (CP)	<i>Daphnia magna</i>	CE <sub>50</sub> (48 h)	134,2	134.200
		<i>Daphnia magna</i>	CENO 21 dias	46,2	46.200
	Peixes (CS)	<i>Danio rerio</i>	CL <sub>50</sub> (96 h)	> 160	> 160.000
		<i>Oryzias latipes</i>	CENO 21 dias	27,2	27.200
Atrazina	Algas (P)	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	CE <sub>50</sub> (agudo -taxa de crescimento)	0,059	59
		<i>Desmodesmus subspicatus</i>	CE <sub>50</sub> (72 h)	0,043 (*)	43
	Microcrustáceos (CP)	<i>Daphnia magna</i>	CE <sub>50</sub> (48 h)	85	85.000
		<i>Daphnia magna</i>	CENO 21 dias	0,25	250
	Peixes (CS)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL <sub>50</sub> (96 h)	> 4,5	> 4.500
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CENO 21 dias	2,0	2.000
<i>Danio rerio</i>		CL <sub>50</sub> (96 h)	> 3,34	> 3.340	

Nota: CE<sub>50</sub>: Concentração Efetiva que afeta 50% da população (geralmente mede efeitos como inibição de crescimento, imobilidade, ou outros efeitos subletais rápidos); CL<sub>50</sub>: Concentração Letal que afeta 50% da população (mortalidade); CENO: Concentração de Efeito Não Observado (duração longa, efeitos a longo prazo como reprodução, crescimento, desenvolvimento). **Nível trófico: P:** produtor (algas); **CP:** consumidor primário (microcrustáceos); **CS:** consumidor secundário (peixes). Não foram encontrados CE50 para algas de água doce expostas ao glifosato ativo técnico nas bases (PPDB, Pubchem, ECHA) até a data da pesquisa. Fonte: PPDB, 2025; (\*) ECHA, 2025; SMITH et al., 2021.

De acordo com a Tabela 23, os *endpoints* de toxicidade da atrazina, para os produtores primários (algas), mostram-se bem menores quando comparados aos demais organismos, demonstrando uma maior toxicidade ou potencial de efeitos da molécula sobre as algas. Estudos têm demonstrado que a atrazina inibe o crescimento e a fotossíntese das algas de água doce (USEPA, 2012). No entanto, essas respostas podem variar em função da condução dos ensaios (testes), da concentração do agrotóxico, do tempo de exposição e da espécie avaliada (TANG; HOAGLAND; SIEGFRIED, 1997). Observou-se ainda que estudos crônicos com algas são menos comuns, devido à dificuldade técnica de manter culturas estáveis por longos períodos. Os testes com algas são de curta duração e considerados suficientes para avaliar os efeitos crônicos, chamados de *short-term chronic effects* (OECD 2011; EFSA, 2013a).

O fato da atrazina apresentar toxicidade relevante para algas e plantas aquáticas, vem motivando a sua reavaliação regulatória em vários países. A USEPA vem discutindo o uso da atrazina e ajustando os níveis aceitáveis em água, expressos como *Concentration Equivalent Level of Concern* (CE-LOC). Em 2016, esse valor foi estabelecido em 3,4 µg/L (média móvel de 60 dias), considerando que concentrações acima disso poderiam provocar mudanças na

comunidade de plantas aquáticas. Em 2020, o valor foi para 15 µg/L e, posteriormente, em 2024, foi fixando em 9,7 µg/L (USEPA, 2024g). Situações como essa evidenciam que ajustes nas condições de uso destas substâncias, fazem parte no processo regulatório, visando ao aprimoramento do controle ambiental e à proteção da saúde humana.

Na ARA de agrotóxicos, a caracterização do risco é a fase conclusiva para a estimativa de risco, onde a caracterização da exposição e a caracterização dos efeitos são integradas (USEPA, 2000). Na metodologia utilizada pela USEPA são utilizados os chamados LOCs (*Levels of Concern*), ou seja, os níveis de preocupação, que são valores genéricos aplicados a todos os agrotóxicos. Esses níveis de preocupação funcionam como fatores de comparação entre (CAE), e os valores de ecotoxicidade (DL<sub>50</sub>, CL<sub>50</sub>, CENO). Assim, considera-se que há risco quando a razão entre esses parâmetros ultrapassa os limites estabelecidos (USEPA, 2025a).

A estimativa do risco ambiental é realizada por meio do cálculo do Quociente de Risco (QR), definido como a razão entre a Exposição (CAE) e a Toxicidade (*endpoint* ecotoxicológico), expresso da seguinte forma:

$$\text{Quociente de Risco (QR)} = \frac{\text{Exposição}}{\text{Toxicidade}} \quad (\text{Equação 4})$$

Neste trabalho, foram adotados os parâmetros estabelecidos pela metodologia da USEPA, referentes à abordagem determinística em nível de triagem, em avaliações iniciais, para a avaliação do risco a organismos aquáticos (Tabela 24). Sendo utilizados para animais aquáticos, o LOC igual a 0,5 para a avaliar risco agudo e de 1,0 para risco crônico. Para algas, foi considerado o LOC igual a 1,0, tanto para a avaliação de risco agudo quanto de risco crônico.

**Tabela 24.** Comparação dos Quocientes de Risco com os Níveis de Preocupação.

Organismo	Pressuposto de Risco	Quociente de Risco (QR)	Nível de preocupação (LOC)
Animais aquáticos (Peixes e invertebrados aquáticos)	<b>Risco agudo alto</b>	CAE/CL <sub>50</sub> ou CAE/CE <sub>50</sub>	<b>0,5</b>
	Risco agudo, uso restrito	CAE/CL <sub>50</sub> ou CAE/CE <sub>50</sub>	0,1
	Espécies em grave perigo de extinção	CAE/CL <sub>50</sub> ou CAE/CE <sub>50</sub>	0,05
	<b>Risco crônico</b>	<b>CAE/CENO</b>	<b>1,0</b>
<b>Plantas aquáticas</b> Algas e plantas aquáticas	<b>Risco agudo ou crônico</b>	<b>CAE/ CENO</b>	<b>1,0</b>

Fonte: Adaptado: USEPA, 2025a.

#### 4.6- Refinamento de cenários de exposição e Medidas de Mitigação

Quando a ARA identifica potencial risco não aceitável, ou seja, risco calculado maior do que o nível de preocupação ( $QR > LOC$ ), duas proposições podem ser consideradas. A primeira consiste no refinamento dos cenários previamente construídos, incorporando parâmetros adicionais, com o objetivo de reduzir as estimativas obtidas nas fases iniciais da avaliação. Esse refinamento corresponde à passagem de um nível mais conservador (Fase 1) para um nível mais realista (Fase 2), para verificar se ocorrerá a redução das estimativas (USEPA, 2020b; USEPA, 2020c; SANTOS et al., 2024).

A segunda proposição refere-se à fase do Gerenciamento do Risco, fundamenta nos resultados da ARA, por meio da adoção de medidas de mitigação e/ou condicionantes no controle desses contaminantes para redução da exposição ambiental, orientando o processo da tomada de decisão. Nesse contexto, podem ser indicadas uso de práticas conservacionistas para manejo do solo, faixas vegetadas, barreiras filtrantes, zonas tampão entre outras estruturas que contribuam para a redução do transporte de agrotóxicos para fora da área de aplicação.

Tanto os EUA quanto a Europa dispõem de guias e manuais técnicos com informações sobre o uso das medidas de mitigação voltadas à redução da exposição a agrotóxicos em ambientes agrícolas, como o *Guidance on Tiered Risk Assessment for Plant Protection Products for Aquatic Organisms in Edge-of-Field Surface Waters* (EFSA, 2013b); *Draft Herbicide Strategy Framework to Reduce Exposure* (USEPA, 2023); o *Ecological Mitigation Support Document* (USEPA, 2025c) e o *Menu of Mitigation Measures for Pesticide Risk Management* (USEPA, 2025e). A USEPA publicou recentemente um guia que descreve as condições sob as quais uma prática de conservação pode ser considerada equivalente a uma medida de mitigação, e, portanto, passível de pontuação dentro do sistema regulatório do país (*Crosswalk of EPA's Ecological Mitigation Measures with USDA NRCS Conservation Practices*, USEPA, 2025d). O documento também incentiva maior flexibilidade na aplicação destas medidas, considerando as condições regionais e locais em que as práticas são implementadas. A Tabela 25 traz uma breve descrição de algumas medidas de mitigação recomendadas nos guias citados, as quais se diferem em ações práticas dentro ou fora do campo tratado, como por exemplo, uso das práticas conservacionistas (plantio direto, rotação de culturas); canais de drenagem, terraceamento dentro do campo agrícola. Ou práticas em áreas adjacentes ao campo agrícola, como zonas de amortecimento (*buffer zones*), faixas de filtro

vegetativo (*Vegetative filter strips - VFS*). Ou ainda ajustes no modo de aplicação do agrotóxico, com adequações na dose para redução da deriva de pulverização (*spray drift*).

**Tabela 25.** Algumas medidas de mitigação no gerenciamento de risco ambiental de agrotóxicos.

<b>Medidas</b>	<b>Descrição</b>	<b>Objetivo</b>	<b>Prática</b>
Cultivos conservacionistas	Plantio direto, rotação de culturas, manutenção de cobertura vegetal.	Reduzir o transporte de agrotóxicos e conservar o solo.	No campo agrícola
Faixas vegetativas em campo	Faixas vegetadas em fileira, faixas de vegetação de grama ou herbácea, ou consórcios agrícolas.	Interceptar o fluxo de escoamento e reduzir a concentração de agrotóxicos na água.	No campo agrícola
Agricultura em terraços e barreiras de erosão ( <i>Terrace farming</i> )	Terraceamento: construção de terraços para controle escoamento das águas das chuvas; barreiras físicas para evitar a erosão hídrica.	Reduzir o escoamento superficial e erosão.	No campo agrícola
Gestão da água de irrigação	Medição da evapotranspiração, microaspersão, manejo racional da irrigação.	Promover o uso eficiente da água e minimizar o transporte de resíduos.	No campo agrícola
Manejo de resíduos das culturas agrícolas ( <i>Crop residue</i> )	Manutenção de palhada ou restos culturais sobre o solo.	Proteger o solo contra impacto das chuvas e reduzir erosão e transporte de pesticidas.	No campo agrícola
Canais de drenagem vegetados ( <i>Grassed Waterways</i> )	Canais ou várzeas vegetadas no interior ou na borda de áreas agrícolas.	Reduzir a velocidade do fluxo e evitar erosão em sulcos e enxurradas.	No campo agrícola
Zonas de amortecimento ou zonas tampão ( <i>Riparian buffer zones</i> )	Áreas ribeirinhas não inundadas de proteção entre o campo agrícola e o corpo d'água. Localizadas às margens de cursos d'água.	Reduzir a erosão e manter qualidade da água.	Adjacente ao campo agrícola
Faixas de filtro vegetativo ( <i>Vegetative filter strips - VFS</i> )	Faixas filtrantes geralmente plantadas com gramíneas densas, voltadas à interceptação do escoamento superficial.	Retener sedimentos e resíduos, protegendo ecossistemas aquáticos e terrestres. O modelo VFSSMOD é utilizado para estimar a eficácia destas faixas.	Adjacente ao campo agrícola
Faixa em contorno ( <i>Contour Buffer Strips</i> )	Faixas estreitas de vegetação permanente estabelecidas ao redor de encostas ou declives, em curvas de nível.	Diminuir a velocidade do escoamento e a erosão laminar.	Adjacente ao campo agrícola
Sistemas de retenção de água e barreiras de contenção ( <i>sediment barriers</i> )	Bacias de contenção, lagoas de retenção de água e de sedimentos, estruturas instaladas em pontos de drenagem.	Coletar escoamento, reter sedimentos e permitir degradação do agrotóxico.	Sistema de drenagem
Redução deriva de pulverização ( <i>spray drift</i> )	Uso de tecnologias de pulverização controlada. Pulverização de baixa deriva.	Ajuste de bicos dos equipamentos, pressão, altura, barra, faixas de exclusão de pulverização ( <i>no-spray zones</i> ).	Parâmetro de aplicação
Adequação da dose de aplicação	Redução da dose ou ajustes de acordo com o rótulo/bula do produto.	Minimizar risco via restrição de uso e manejo.	Parâmetro de aplicação
Manejo da faixa de aplicação ( <i>Application zones</i> )	Definição de distâncias mínimas entre a área de pulverização e corpos d'água ou habitações.	Prevenir deriva e deposição direta.	Parâmetro de aplicação

Fonte: Elaboração própria, com base em guias e manuais internacionais sobre medidas de mitigação para redução da exposição a agrotóxicos em ambientes agrícolas (USEPA, 2025c; USEPA, 2025d; USEPA, 2025e).

## 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

São apresentadas, a seguir, as CAEs obtidas pelas simulações dos diferentes cenários de exposição realizados no PWC (versão 2.001), referentes à exposição dos três herbicidas de maior consumo na Bacia do Rio Preto – DF. Na sequência, são analisados os Quocientes de Risco (QRs), com o objetivo de avaliar o risco potencial desses produtos à biota aquática, com base em resultados de efeitos observados em espécies-padrão utilizadas em ensaios ecotoxicológicos reconhecidos internacionalmente.

### 5.1. Análise da vulnerabilidade dos cenários de exposição

As CAEs foram calculadas a partir do 90 percentil das médias diárias, considerando a série meteorológica da área de estudo de 1961 a 2019 (59 anos). Em dois intervalos de tempo, CAE 1º dia, que representa a concentração prevista do agrotóxico no corpo d'água, no dia seguinte após a aplicação, a curto prazo, para avaliar riscos agudos. E a CAE de 21 dias, que corresponde a exposição acumulada ao longo de três semanas, adotada para avaliar riscos crônicos.

Para a atrazina, as simulações foram realizadas exclusivamente para a cultura do milho, uma vez que seu uso não é autorizado para a soja. Os cenários de exposição da BRP-DF estão descritos na Tabela 6. A cultura da soja foi representada em três cenários (SoLV, SoLVA e SoCX); o milho de 1ª safra, por três cenários (MiLV1, MiLVA1 e MiCX1); o milho de 2ª safra, por três cenários (MiLV2, MiLVA2 e MiCX2); e os sistemas com sucessão de cultura, por seis cenários (SMP-LV, SMP-LVA, SMP-CX, SMC-LV, SMC-LVA e SMC-CX).

Os resultados foram analisados, inicialmente, por cultura, de forma individualizada (soja e milho), com o objetivo de identificar qual teria maior contribuição para a exposição aos herbicidas, sendo esses considerados cenários de referência. Já os cenários com sucessão de culturas tiveram como finalidade incorporar a dinâmica da cobertura do solo, aproximando as simulações de condições mais representativas da realidade agrícola da BRP-DF e fornecendo subsídios para a avaliação de potenciais medidas de mitigação do risco ambiental.

A análise da vulnerabilidade foi conduzida com base nas CAEs da BRP-DF nos:

- Cenários por cultura (Tabela 26);
- Cenários com sucessão de culturas (Tabela 28).

**Tabela 26.** Valores das CAEs nos cenários por cultura (BRP-DF).

- 1º Herbicida: **GLIFOSATO** – dose de aplicação: **2,880 kg i.a/ha** (apenas uma aplicação por cultura)

Cultura	Nome Cenário	Tipo de Solo	CN	ULSE K	ULSE P	Emergência (dia/mês)	Colheita (dia/mês)	CAE 1º dia Terrestre (µg/L)	CAE 1º dia Aérea (µg/L)	CAE 21 dias Terrestre (µg/L)	CAE 21 dias Aérea (µg/L)
Milho (1ª safra)	MiLV1	LV	67	0,017	1,0	31/out.	19/fev.	<b>9,79</b>	<b>19,27</b>	<b>5,69</b>	<b>10,85</b>
	MiLVA1	LVA	67	0,018	1,0	31/out.	19/fev.	<b>9,78</b>	<b>19,26</b>	<b>5,67</b>	<b>10,83</b>
	MiCX1	CX	89	0,023	1,0	31/out.	19/fev.	<b>19,91</b>	<b>26,47</b>	<b>15,33</b>	<b>19,00</b>
Milho (2ª safra)	MiLV2	LV	67	0,017	1,0	20/fev.	15/jun.	<b>10,20</b>	<b>19,54</b>	<b>6,02</b>	<b>11,18</b>
	MiLVA2	LVA	67	0,018	1,0	20/fev.	15/jun.	<b>10,18</b>	<b>19,53</b>	<b>6,00</b>	<b>11,16</b>
	MiCX2	CX	89	0,023	1,0	20/fev.	15/jun.	<b>19,98</b>	<b>25,80</b>	<b>14,79</b>	<b>19,34</b>
Soja	SoLV	LV	67	0,017	1,0	21/out.	19/fev.	<b>9,71</b>	<b>19,20</b>	<b>5,56</b>	<b>10,77</b>
	SoLVA	LVA	67	0,018	1,0	21/out.	19/fev.	<b>9,70</b>	<b>19,18</b>	<b>5,56</b>	<b>10,73</b>
	SoCX	CX	89	0,023	1,0	21/out.	19/fev.	<b>18,38</b>	<b>24,32</b>	<b>14,15</b>	<b>17,92</b>

- 2º Herbicida: **ATRAZINA** – dose de aplicação: **3,25 kg i.a/ha** (apenas uma aplicação por cultura)

Cultura	Nome Cenário	Tipo de Solo	CN	ULSE K	ULSE P	Emergência (dia/mês)	Colheita (dia/mês)	CAE 1º dia Terrestre (µg/L)	CAE 1º dia Aérea (µg/L)	CAE 21 dias Terrestre (µg/L)	CAE 21 dias Aérea (µg/L)
Milho (1ª safra)	MiLV1	LV	67	0,017	1,0	31/out.	19/fev.	<b>13,77</b>	<b>27,33</b>	<b>12,02</b>	<b>25,88</b>
	MiLVA1	LVA	67	0,018	1,0	31/out.	19/fev.	<b>13,76</b>	<b>27,33</b>	<b>13,00</b>	<b>25,85</b>
	MiCX1	CX	89	0,023	1,0	31/out.	19/fev.	<b>48,52</b>	<b>59,50</b>	<b>47,37</b>	<b>57,70</b>
Milho (2ª safra)	MiLV2	LV	67	0,017	1,0	20/fev.	15/jun.	<b>16,62</b>	<b>28,68</b>	<b>15,64</b>	<b>27,65</b>
	MiLVA2	LVA	67	0,018	1,0	20/fev.	15/jun.	<b>16,44</b>	<b>28,66</b>	<b>15,49</b>	<b>27,64</b>
	MiCX2	CX	89	0,023	1,0	20/fev.	15/jun.	<b>51,02</b>	<b>60,34</b>	<b>48,61</b>	<b>58,01</b>

- 3º Herbicida: **2,4-D** – dose de aplicação: **1,005 kg i.a/ha** (apenas uma aplicação por cultura)

Cultura	Nome Cenário	Tipo de Solo	CN	ULSE K	ULSE P	Emergência (dia/mês)	Colheita (dia/mês)	CAE 1º dia Terrestre (µg/L)	CAE 1º dia Aérea (µg/L)	CAE 21 dias Terrestre (µg/L)	CAE 21 dias Aérea (µg/L)
Milho (1ª safra)	MiLV1	LV	67	0,017	1,0	31/out.	19/fev.	<b>3,03</b>	<b>6,12</b>	<b>1,93</b>	<b>3,79</b>
	MiLVA1	LVA	67	0,018	1,0	31/out.	19/fev.	<b>3,03</b>	<b>6,12</b>	<b>1,93</b>	<b>3,80</b>
	MiCX1	CX	89	0,023	1,0	31/out.	19/fev.	<b>8,69</b>	<b>11,21</b>	<b>5,91</b>	<b>7,62</b>
Milho (2ª safra)	MiLV2	LV	67	0,017	1,0	20/fev.	15/jun.	<b>3,03</b>	<b>6,12</b>	<b>1,98</b>	<b>3,83</b>
	MiLVA2	LVA	67	0,018	1,0	20/fev.	15/jun.	<b>3,03</b>	<b>6,12</b>	<b>1,97</b>	<b>3,83</b>
	MiCX2	CX	89	0,023	1,0	20/fev.	15/jun.	<b>9,20</b>	<b>11,06</b>	<b>5,91</b>	<b>7,06</b>
Soja	SoLV	LV	67	0,017	1,0	21/out.	19/fev.	<b>3,03</b>	<b>6,11</b>	<b>1,88</b>	<b>3,77</b>
	SoLVA	LVA	67	0,018	1,0	21/out.	19/fev.	<b>3,03</b>	<b>6,11</b>	<b>1,88</b>	<b>3,78</b>
	SoCX	CX	89	0,023	1,0	21/out.	19/fev.	<b>6,49</b>	<b>9,23</b>	<b>4,36</b>	<b>6,05</b>

Nota: **Atrazina**: não há uso autorizado do produto na cultura da soja; **Tipo de Solo**: LV (Latossolo Vermelho); LVA (Latossolo Vermelho-Amarelo); CX (Cambissolo); **Curva Número (CN)**: indica o potencial de geração de escoamento superficial (ver Tabela nº 19: Valores de CN para terras agrícolas); **USLE K**: fator de erodibilidade do solo na equação universal de perdas de solo (USLE – *Universal Soil Loss Equation*); **USLE P**: Fator de práticas conservacionistas (ver Tabela nº 20: Dados da perda de solos por erosão para cenários da a BRP-DF); **CAE**: Concentração Ambiental Estimada. **CAE 1º dia**: Percentil 90 das concentrações médias móveis de 1º dia obtidas na série histórica simulada; **CAE 21 dias**: Percentil 90 das concentrações médias móveis de 21 dias obtidas na série histórica simulada.

Fonte: Elaboração própria, resultados da modelagem PWC.

Quanto à vulnerabilidade ambiental associada ao uso de agrotóxicos na BRP-DF por cultura (Tabela 26), foi identificado que as maiores CAEs dos herbicidas avaliados ocorreram nos cenários com Cambissolo (CX). Esses solos, por serem mais rasos e menos desenvolvidos que os Latossolos, apresentam horizonte B incipiente e, em geral, menor teor de carbono orgânico (REATTO et al., 2000), o que reduz a capacidade de sorção e favorece o transporte de agrotóxicos, especialmente do glifosato. Além disso, os Cambissolos ocorrem com frequência em relevos mais acidentados, moderadamente drenados, que podem intensificar o escoamento superficial.

Nos cenários envolvendo Cambissolo (CX), foi usado um valor mais alto para o parâmetro Curva Número (CN = 89) devido ao grupo hidrológico do solo (Tabela 24). Isso resultou em menor infiltração, maior escoamento superficial e aumento da suscetibilidade à erosão, levando a uma maior carga de agrotóxicos direcionados ao corpo d'água. Já nos casos de Latossolos (LV e LVA), observou-se CAEs menores, principalmente por conta do CN mais baixo (CN = 67), promovendo assim um transporte reduzido via escoamento superficial.

Nas análises dos cenários elaborados para a BRP-DF, identificou-se alta sensibilidade relacionada ao CN. Para verificar seu impacto nos resultados de exposição (CAE), foram conduzidas simulações adicionais para a cultura do milho (segunda safra), utilizando o cenário MiCX2 como referência para o pior caso. O valor inicial do CN, igual a 89, foi reduzido em dez unidades em dois cenários hipotéticos: H1 (CN = 79) e H2 (CN = 69), mantendo todos os demais dados de entrada constantes.

Para a atrazina, a maior CAE (1º dia - aplicação aérea) foi de 60,34 µg/L (Tabela 26). Na simulação hipotética H1 (CN = 79), a maior CAE (1º dia – aplicação aérea) reduziu-se para 32,34 µg/L, correspondendo a uma diminuição de aproximadamente 46% em relação cenário original. Já na simulação H2, considerando (CN = 69), a maior CAE (1º dia – aplicação aérea) foi de 28,04 µg/L, representando uma redução média de aproximadamente 54% em relação cenário original. Assim, a redução de 10 unidades no valor do CN, do cenário H1 para o H2, resultou em uma redução adicional de cerca de 13% na concentração estimada, evidenciando a sensibilidade das CAEs às condições hidrológicas associadas à cobertura e ao manejo do solo.

Para o 2,4-D, no cenário original (CN = 89), a maior CAE (1º dia – aplicação aérea) foi de 11,06 µg/L. Na simulação H1 (CN = 79), esse valor reduziu para 6,79 µg/L, correspondendo a uma diminuição de 38,59%. Na simulação H2 (CN = 69), a CAE diminuiu para 6,12 µg/L, representando uma redução de 44,7%. E a redução de 10 unidades no valor do CN, do cenário H1 para o H2, resultou em uma redução adicional de aproximadamente 10% na CAE.

E para o glifosato, no cenário original MiCX2 (CN = 89), a maior CAE (1º dia – aplicação aérea) foi de 25,80 µg/L. Na simulação H1 (CN = 79), esse valor reduziu para 23,11 µg/L (10,43%). Já na simulação H2 (CN = 69), a CAE foi de 22,62 µg/L, correspondendo a uma redução de 12,32%. A redução de 10 unidades no valor do *Curve Number*, do cenário H1 para o H2, resultou em uma redução adicional de aproximadamente 2% na concentração estimada, indicando baixa sensibilidade das CAEs de glifosato às variações no CN quando comparado à atrazina e ao 2,4-D.

Esses resultados evidenciam a alta sensibilidade dos valores de CAE ao dado de entrada CN na BRP–DF. Sob as mesmas condições de paisagem, observou-se que a atrazina apresentou as maiores reduções de concentração (54%), seguida pelo 2,4-D (44%), enquanto o glifosato apresentou menor variação (12%). Tais diferenças refletem as propriedades físico-químicas dos compostos, relacionadas à solubilidade, coeficientes de sorção e mobilidade no ambiente. A atrazina, com sorção e solubilidade moderadas, com maior dependência do escoamento superficial, apresenta elevada sensibilidade às alterações hidrológicas representadas pelo CN. O 2,4-D, apresenta resposta intermediária, possivelmente devido à sua maior dispersão e participação de outros caminhos de transporte. Já o glifosato, caracterizado por sua afinidade pelo solo e forte sorção a partículas minerais, especialmente em solos ricos em óxidos de ferro e alumínio, apresenta mobilidade superficial limitada, o que explica sua menor sensibilidade às variações do CN.

Diversos estudos indicam valores de CN para a estimativa do escoamento superficial em diferentes condições hidrológicas (MISHRA et al., 2014; SITTIG et al., 2024). A utilização de valores ajustados do CN em cenários agrícolas é reconhecida na literatura científica, especialmente quando são adotadas práticas conservacionistas de solo que reduzem o escoamento superficial (SITTIG; SUR; BAETS, 2021; AFRASIABIKIA; PARVARESH RIZI; BROCCA, 2025). O Sistema de Plantio Direto (SPD), embora amplamente utilizado pode ser insuficiente para controlar o escoamento em eventos extremos de chuva, especialmente em áreas com maior declividade. Nestas condições, práticas complementares como os terraços agrícolas tornam-se necessários, atuando como barreiras físicas que reduzem a força da água (BARBOSA et al., 2025). O terraceamento não deve ser abandonado no SPD, pois contribui tanto para a conservação da água quanto para redução da erosão e perda de nutrientes (CARVALHO et al., 2009).

Estudos brasileiros e internacionais reforçam a influência de práticas de conservação do solo sobre a redução do escoamento superficial. Bonta e Shipitalo (2013) observaram reduções

de até 24 unidades no valor de CN em condições para a cultura do milho sob plantio direto. Barbosa et al. (2025), reportam valores de CN = 60,6 sob plantio direto e CN = 47,8 sob plantio direto associado ao terraceamento.

Os valores apresentados pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 2004) (ver Tabela 19) também reforçam esse comportamento, indicando a redução do CN em condições de manejo conservacionista. Como por exemplo, para o grupo hidrológico (D), observa-se que áreas agrícolas com uso de terraceamento e cobertura por resíduos vegetais apresentam (CN = 80), valor inferior ao observado em condições convencionais (CN = 89), alinhando-se ao comportamento observado nos cenários hipotéticos (H1 e H2) simulados neste estudo, reforçando a influência do manejo do solo na modulação do escoamento superficial e, conseqüentemente, da exposição ambiental.

### 5.1.1 Comparação dos cenários da BRP-DF com cenários padrão norte-americanos.

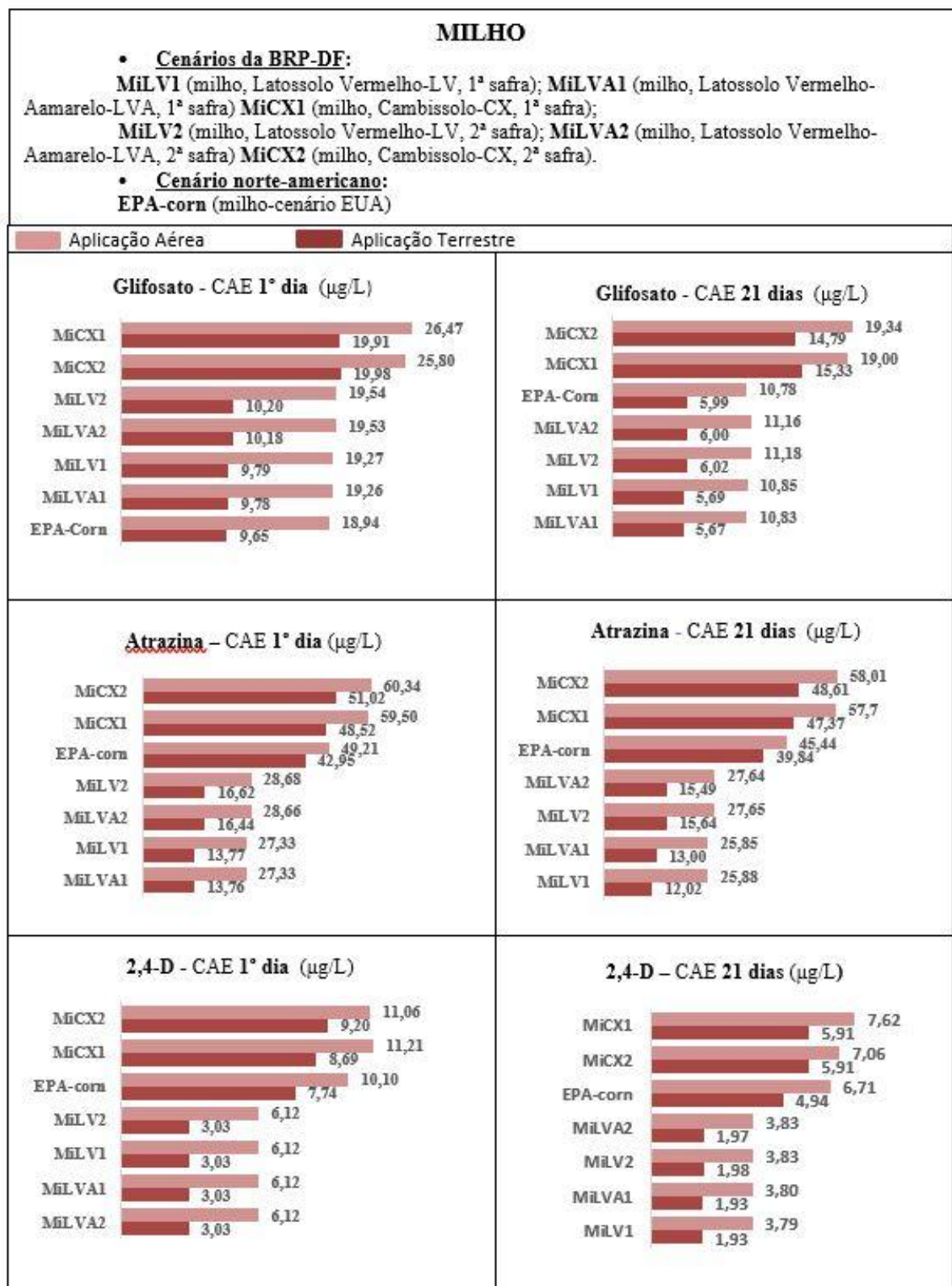
Neste trabalho os cenários de exposição construídos para a BRP-DF foram comparados a dois cenários padrão norte-americanos, extraídos da base de dados do PWC (versão 2.001 - USEPA). Para a cultura da soja foi selecionado o cenário *Soybean-r12-B- 9095*, e para o milho, *Corn-r12-B-V4-8379*, ambos na região do Texas (EUA). Esses cenários já vêm parametrizados pela agência, sendo apenas incluídos os parâmetros físico-químicos dos herbicidas. A Tabela 27 descreve as concentrações obtidas nos cenários norte-americanos.

**Tabela 27.** Resultados das CAEs nos cenários padrão norte-americanos.

Cultura	Nome do Cenário norte-Americano	Agrotóxico	CAE 1 dia		CAE 21 dias	
			Aplicação (µg/L)		Aplicação (µg/L)	
			Terrestre	Aérea	Terrestre	Aérea
Milho	<b>Corn-EPA</b> ( <i>Corn-r12-B-V4-8379</i> )	Glifosato	9,65	18,94	5,99	10,78
		Atrazina	42,95	49,21	39,84	45,44
		2,4D	7,74	10,10	4,94	6,71
Soja	<b>Soybean-EPA</b> ( <i>Soybean-r12-B- 9095</i> )	Glifosato	9,89	18,95	6,67	11,42
		2,4D	7,49	9,98	4,87	6,54

Fonte: Elaboração própria, com base nos dados da USEPA (cenários PWC).

As Figuras 14 e 15 comparam os cenários da BRP-DF com os cenários padrão norte-americano (*EPA-corn* e *EPA-soybean*), com base nos resultados das CAES (Tabelas 26 e 27).



**Figura 14.** Valores das CAEs (Milho) nos diferentes cenários da BRP-DF e no cenário EUA.  
Fonte: Elaboração própria.

Para a cultura do milho (Figura 14), observa-se que as CAEs nos cenários norte-americanos não apresentaram grandes variações quando comparadas aos cenários brasileiros,

evidenciando comportamentos compatíveis nas simulações entre os diferentes cenários da BRP-DF. A exceção foi observada para o glifosato, no qual o cenário norte-americano apresentou a menor posição no ranking em relação aos cenários brasileiros. Considerando a CAE do 1º dia, na aplicação terrestre, o valor estimado para o cenário norte-americano foi aproximadamente 51,5% inferior ao observado no cenário de maior exposição da BRP-DF(MiCX1), correspondendo a 9,65 µg/L frente a 19,91 µg/L. De forma semelhante, na aplicação aérea, a CAE do cenário norte-americano foi cerca de 28,4% menor (18,94 µg/L frente a 26,47 µg/L), quando comparada ao mesmo cenário MiCX1.

Para as demais moléculas avaliadas, atrazina e 2,4-D, observa-se que o cenário norte-americano apresentou valores inseridos dentro dos intervalos das CAEs para a BRP-DF, não se destacando no ranking destas concentrações. Conforme observado na Figura 16, para a cultura do milho na BRP-DF, as concentrações para a atrazina, para aplicações aéreas, variaram de 27,33 a 60,34 µg/L (CAE 1º dia) e de 25,88 a 58,01 µg/L (CAE 21 dias). No cenário *EPA-corn*, foram de 49,21 µg/L (CAE 1º dia – aérea) e 45,44 µg/L (CAE 21 dias – aérea). Para o herbicida 2,4-D, os cenários da BRP-DF resultaram em concentrações entre 6,12 e 11,06 µg/L (CAE 1º dia – aplicações aéreas) e entre 3,83 e 7,62 µg/L (CAE 21 dias, aplicações aéreas). No cenário *EPA-corn*, as concentrações foram de 10,10 µg/L (CAE 1º dia - aérea) e 6,71 µg/L (CAE 21 dias - aérea).

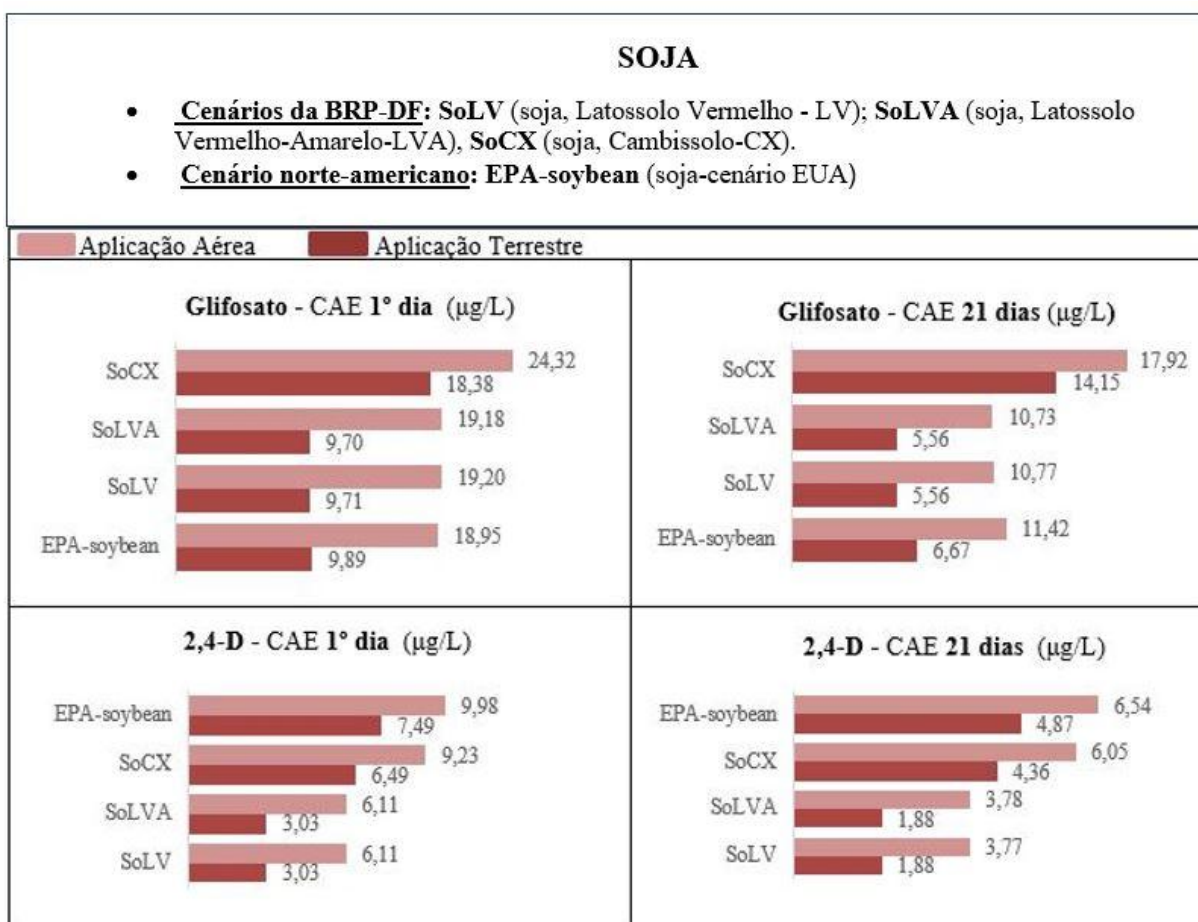
Observou-se ainda (Figura 14) que, para a cultura do milho, as maiores exposições dos herbicidas avaliados na BRP-DF ocorreram em cenários associados a Cambissolos (MiCX1 e MiCX2). Além disso, verificou-se que o milho de 2ª safra apresentou valores um pouco superior de exposição, sobretudo para a atrazina, quando comparado ao milho de 1ª safra. Para a CAE do 1º dia, o cenário MiCX2 apresentou concentração cerca de 1,4% superior à observada no cenário MiCX1 (60,34 µg/L frente a 59,50 µg/L), enquanto para a CAE de 21 dias essa diferença foi de aproximadamente 0,5% (58,01 µg/L frente a 57,70 µg/L).

Essas diferenças possivelmente, podem ser atribuídas em função do ciclo da cultura, em especial das datas de emergência e colheita adotadas na parametrização da modelagem, uma vez os cenários comparados apresentam o mesmo tipo de solo. Fatores meteorológicos, como o regime de chuvas e a temperatura, também podem contribuir para essas diferenças, seja pelo maior acúmulo pluviométrico, seja pela ocorrência de eventos de precipitação diária intensa.

No Distrito Federal, o milho de 2ª safra (safrinha) é cultivado entre fevereiro e junho (final do verão–outono/inverno), enquanto o milho de 1ª safra ocorre entre outubro e fevereiro (primavera–verão). De acordo com a base de dados meteorológicos utilizada na construção dos

cenários de exposição da BRP-DF, mais de 80% dos eventos de precipitação diária superiores a 50 mm ocorreram entre os meses de outubro e janeiro, enquanto as maiores temperaturas médias diárias (acima de 27 °C) foram registradas entre setembro e dezembro. Esses resultados indicam que, para o cultivo do milho de 2ª safra, prevalecem menores temperaturas e menores volumes de precipitação diária, condições que favorecem menores taxas de degradação das moléculas de agrotóxicos e, conseqüentemente, maior disponibilidade para transporte, refletindo em maiores CAEs nos cenários de milho de 2ª safra.

A figura 15 descreve o cultivo da soja, com as comparações entre as CAEs dos cenários brasileiros da BRP-DF, com o cenário padrão norte-americano (*EPA-soybean*).



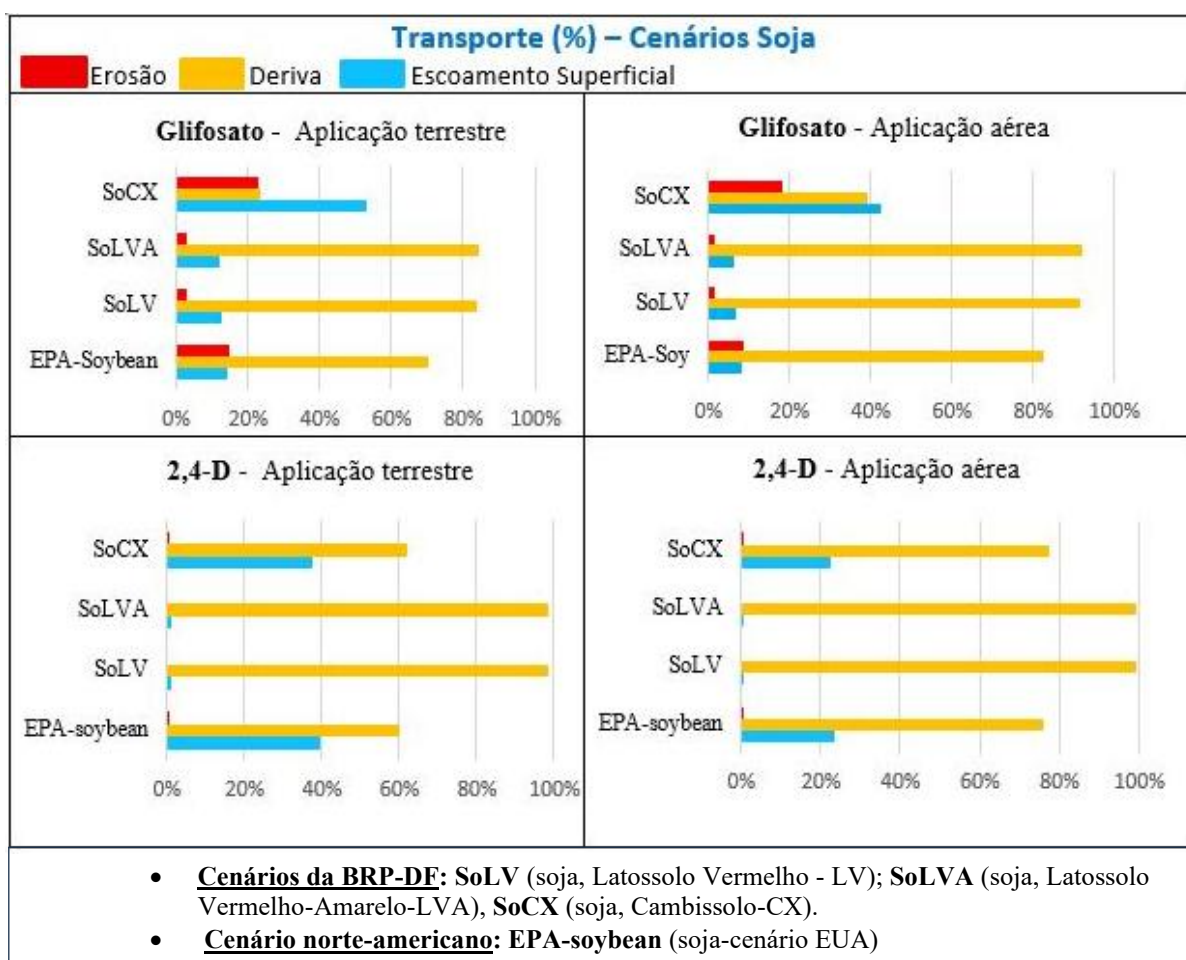
**Figura 15.** Valores das CAEs (Soja) nos diferentes cenários da BRP-DF e no cenário EUA.  
Fonte: Elaboração própria.

Para a soja, foram analisados os cenários de exposição aos herbicidas glifosato e 2,4-D (Figura 15). Nas simulações do glifosato, as maiores concentrações foram observadas nos cenários associados a Cambissolo (SoCX), com valores de 24,32 µg/L (CAE 1º dia – aplicação aérea) e 17,92 µg/L (CAE 21 dias – aérea). Os cenários brasileiros apresentaram concentrações maiores de glifosato (CAE 1º dia - aérea) quando comparado ao cenário norte-americano, visto

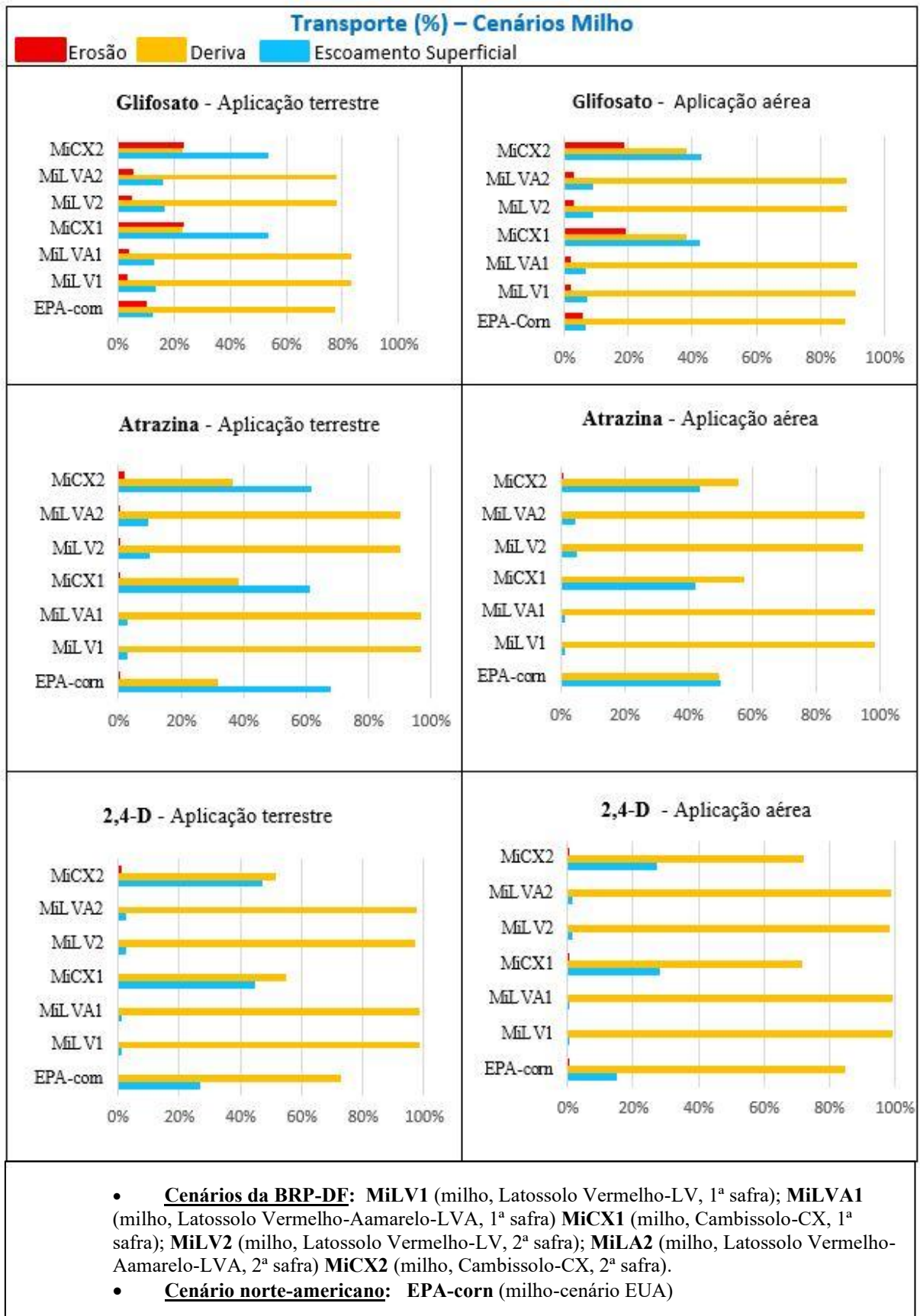
que no cenário *EPA-soybean*, a CAE foi de 18,95 µg/L, valor aproximadamente 22% inferior à maior CAE obtida para os cenários da BRP-DF.

Na exposição ao 2,4-D, verificou-se comportamento inverso, o cenário *EPA-soybean* apresentou as maiores concentrações, com valores de 9,98 µg/L (CAE 1º dia – aérea) e 6,54 µg/L (CAE 21 dias – aérea). Nos cenários da BRP-DF, a maior concentração ocorreu no cenário do Cambissolo (SoCX), com valores de 9,23 µg/L (CAE 1º dia – aérea) e 6,05 µg/L (CAE 21 dias – aérea), inferiores ao do norte-americano, correspondendo a reduções da ordem de 7,5%.

O modelo PWC também fornece informações sobre a contribuição de cada rota de exposição (transporte dos agrotóxicos via erosão, deriva e escoamento superficial) nas estimativas das CAEs (Figuras 16 e 17).



**Figura 16.** Cenários da Soja - rota de transporte dos herbicidas  
Fonte: Elaboração própria.



**Figura 17.** Cenários do Milho - rota de transporte dos herbicidas  
 Fonte: Elaboração própria.

De acordo com os cenários construídos para a BRP-DF, tanto nos cenários de soja quanto de milho, a deriva foi o processo predominante no transporte dos herbicidas analisados. Entretanto, nos cenários brasileiros associados ao Cambissolo (MiCX2, MiCX1 e SoCX), observou-se maior contribuição do escoamento superficial, que chegou a 50% do transporte total (Figuras 16 e 17). Esse comportamento pode ser explicado pelas propriedades do solo Cambissolo, que pertence ao Grupo Hidrológico D, caracterizado por baixa capacidade de infiltração e maior potencial de escoamento superficial, bem como pelas características geomorfológicas da área de estudo.

Entre as moléculas, o glifosato apresentou maior percentual de transporte erosivo quando comparado as outras moléculas. Esse comportamento do glifosato está relacionado às características da molécula, como a sua alta solubilidade em água e alta adsorção às partículas do solo (coeficiente de adsorção). Devido à alta adsorção do glifosato ao solo, isso tende a facilitar o seu transporte, junto aos sedimentos dos solos durante os processos erosivos.

O 2,4-D, por sua vez, apresenta baixa persistência no solo, o que leva um valor de meia vida baixa e reduz a probabilidade de seu acúmulo no solo e em ambientes aquáticos. Já a atrazina, esta apresenta meia-vida mais elevada no solo e na água quando comparada ao glifosato e ao 2,4-D, o que confere maior persistência ambiental. Associada a uma mobilidade moderada, essa característica prolonga o período em que a atrazina permanece disponível para o transporte, especialmente por meio do escoamento superficial, resultando em maior potencial de contaminação ambiental.

Por fim, nota-se que as diferenças dos três herbicidas se relacionam com as características intrínsecas de cada molécula e aos processos ligados ao transporte e destino dos agrotóxicos na paisagem da bacia hidrográfica (área de estudo).

### **5.1.2. Vulnerabilidade dos cenários com sucessão de culturas na BRP-DF**

Como não há uso autorizado da atrazina no cultivo da soja, a sucessão soja-milho foi avaliada apenas para o uso dos herbicidas glifosato e 2,4-D (Tabela 28).

**Tabela 28.** Valores das CAEs nos cenários de exposição com sucessão de culturas – soja-milho (BRP-DF).

<b>1° Herbicida: GLIFOSATO</b>										
<b>Doses de aplicação: 2,880 kg i.a/ha (uma dose cultura da soja) + 2,880 kg i.a/ha (uma dose cultura do milho).</b>										
<b>Sistema de sucessão de culturas</b>	<b>Nome Cenário</b>	<b>CN</b>	<b>USLE C</b>	<b>USLE P</b>	<b>Emergência (dia/mês)</b>	<b>Colheita (dia/mês)</b>	<b>CAE 1° dia Terrestre (µg/L)</b>	<b>CAE 1° dia Aérea (µg/L)</b>	<b>CAE 21 dias Terrestre (µg/L)</b>	<b>CAE 21 dias Aérea (µg/L)</b>
Soja-Milho-Pousio	SMP-LV	Soja = 67 Milho = 67 Pousio = 74	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Pousio = 1,0	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Pousio: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>11,85</b>	<b>23,07</b>	<b>7,75</b>	<b>14,63</b>
	SMP-LVA	Soja = 67 Milho = 67 Pousio = 74	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Pousio = 1,0	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Pousio: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>11,84</b>	<b>23,05</b>	<b>7,72</b>	<b>14,60</b>
	SMP-CX	Soja = 89 Milho = 89 Pousio = 90	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Pousio = 1,0	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Pousio: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>30,59</b>	<b>37,55</b>	<b>23,24</b>	<b>29,30</b>
Soja-Milho-Cobertura Verde	SMC-LV	Soja = 67 Milho = 67 Cobertura = 39	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Cobertura = 0,2	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Cobertura: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>11,85</b>	<b>23,02</b>	<b>7,65</b>	<b>14,53</b>
	SMC-LVA	Soja = 67 Milho = 67 Cobertura = 39	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Cobertura = 0,2	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Cobertura: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>11,83</b>	<b>23,00</b>	<b>7,63</b>	<b>14,50</b>
	SMC-CX	Soja = 89 Milho = 89 Cobertura = 80	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Cobertura = 0,2	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Cobertura: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>29,90</b>	<b>36,57</b>	<b>22,67</b>	<b>28,71</b>

**2º Herbicida: 2,4-D**

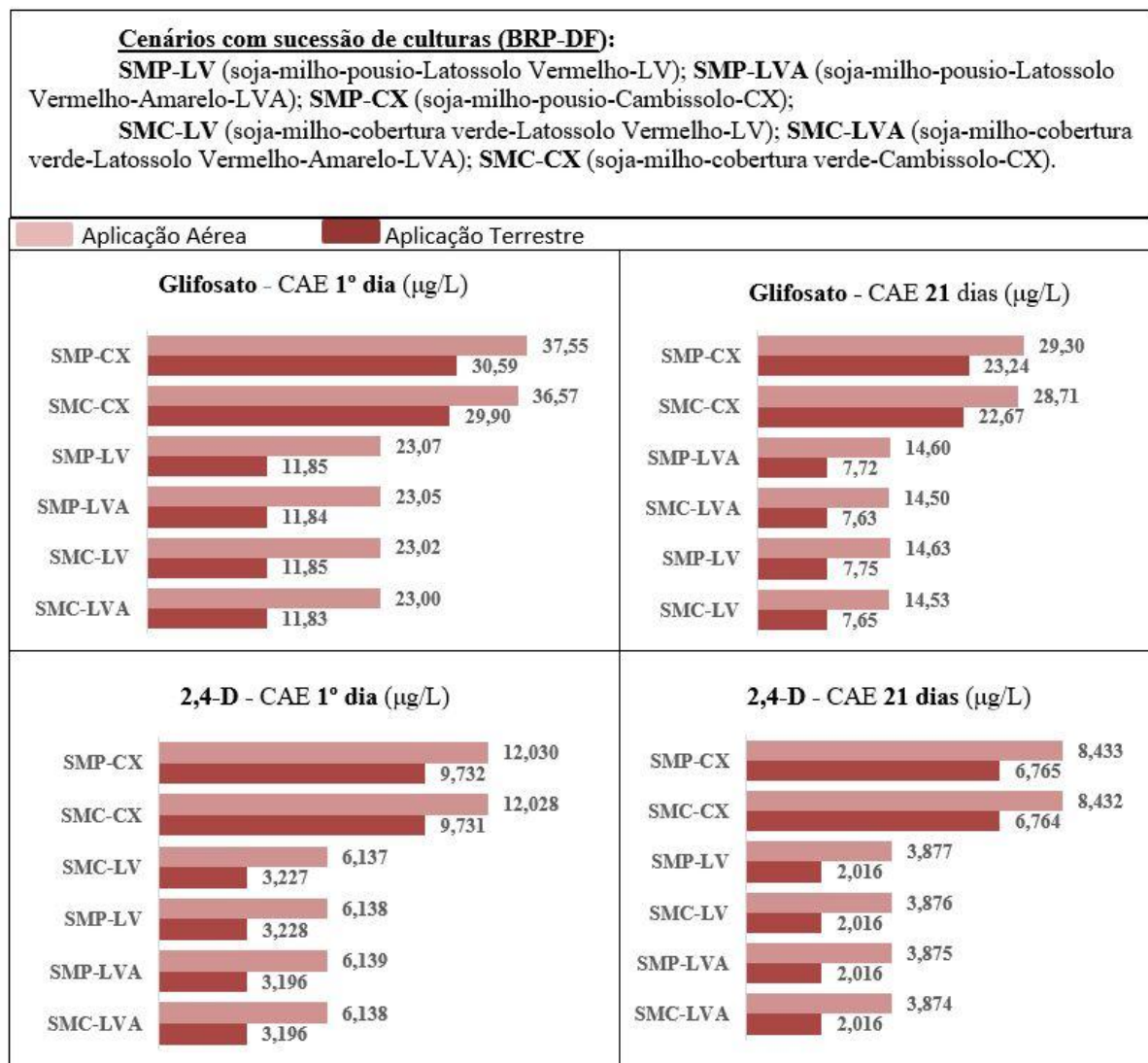
**Doses de aplicação:** 1,005 kg i.a/ha (uma dose cultura da soja) + 1,005 kg i.a/ha (uma dose cultura do milho).

Sistema de Produção	Nome Cenário	CN	USLE C	USLE P	Cultura Emergência (dia/mês)	Cultura Colheita (dia/mês)	CAE 1º dia Terrestre (µg/L)	CAE 1º dia Aérea (µg/L)	CAE 21 dias Terrestre (µg/L)	CAE 21 dias Aérea (µg/L)
Soja-Milho-Pousio (SMP)	SMP-LV	Soja = 67 Milho = 67 Pousio = 74	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Pousio = 1,0	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Pousio: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>3,228</b>	<b>6,138</b>	<b>2,016</b>	<b>3,877</b>
	SMP-LVA	Soja = 67 Milho = 67 Pousio = 74	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Pousio = 1,0	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Pousio: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>3,196</b>	<b>6,139</b>	<b>2,016</b>	<b>3,875</b>
	SMP-CX	Soja = 89 Milho = 89 Pousio = 90	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Pousio = 1,0	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Pousio: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>9,732</b>	<b>12,030</b>	<b>6,765</b>	<b>8,433</b>
Soja-Milho-Cobertura (SMC)	SMC-LV	Soja = 67 Milho = 67 Cobertura = 39	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Cobertura = 0,2	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Cobertura: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>3,227</b>	<b>6,137</b>	<b>2,018</b>	<b>3,876</b>
	SMC-LVA	Soja = 67 Milho = 67 Cobertura = 39	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Cobertura = 0,2	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Cobertura: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>3,196</b>	<b>6,138</b>	<b>2,016</b>	<b>3,874</b>
	SMC-CX	Soja = 89 Milho = 89 Cobertura = 80	Soja = 0,2 Milho = 0,2 Cobertura = 0,2	1,0	Soja: 21/out. Milho: 20/fev. Cobertura: 16/jun.	Soja: 19/fev. Milho: 15/jun.	<b>9,731</b>	<b>12,028</b>	<b>6,764</b>	<b>8,432</b>

Nota: **Tipo de Solo:** LV (Latossolo Vermelho); LVA (Latossolo Vermelho-Amarelo); CX (Cambissolo); **Curva Número (CN):** indica o potencial de geração de escoamento superficial (ver Tabela nº 19: Valores de CN para terras agrícolas); **USLE K:** fator de erodibilidade do solo na equação universal de perdas de solo (USLE – *Universal Soil Loss Equation*); **USLE P:** Fator de práticas conservacionistas (ver Tabela nº 20: Dados da perda de solos por erosão para cenários da a BRP-DF); **CAE:** Concentração Ambiental Estimada. **CAE 1º dia:** Percentil 90 das concentrações médias móveis de 1º dia obtidas na série histórica simulada; **CAE 21 dias:** Percentil 90 das concentrações médias móveis de 21 dias obtidas na série histórica simulada.

Fonte: Elaboração própria, resultados da modelagem PWC.

Para descrever os resultados referentes à exposição com a sucessão de culturas, o gráfico de barras (Figura 18) apresenta as diferenças entre os cenários com a rotação entre as culturas da soja e do milho na BRP-DF.



**Figura 18.** Valores das CAEs nos cenários de Soja em sucessão ao Milho 2ª safra (BRP-DF)  
 Fonte: Elaboração própria.

Observou-se que o cenário mais conservador (pior caso) avaliando o sistema produtivo soja-milho na BRP-DF (Figura18), foi o cenário SMP-CX (Soja-Milho-Pousio em Cambissolo) tanto para o glifosato quanto para o 2,4-D. Para o glifosato, as maiores concentrações foram de 30,59 µg/L (CAE 1º dia - pulverização terrestre) e 37,55 (CAE 1º dia - pulverização área). Nesse cenário, os valores de Curva Número (CN soja = 89; CN milho = 89; CN pousio = 90) indicam maior predisposição ao escoamento superficial. Além disso, no pousio, o parâmetro (USLE C = 1) representa uma condição de solo descoberto, sem cobertura

vegetal capaz de reduzir o impacto das gotas de chuva ou a velocidade do escoamento superficial, configurando, portanto, numa situação mais crítica em termos de erosão e transporte dos contaminantes.

No houve muitas diferenças entre os intervalos dos cenários de sucessão com pousio e cobertura (Figura 18). De modo geral, os cenários SMC (Soja–Milho–Cobertura) apresentam as CAEs menores quando comparados aos cenários SMP (Soja–Milho–Pousio), apresentando melhores condições à segurança ambiental e ao processo produtivo para a rotação de culturas na BRP-DF. Além disso, a adoção da cobertura verde, está alinhada às boas práticas agrícolas, contribuindo para a proteção do solo, a redução da erosão e a diminuição do transporte de agrotóxicos para os corpos hídricos.

### **5.3. Comparação entre as CAEs e dados de monitoramento da água na BRP-DF**

A USEPA apresenta diretrizes para a comparação entre dados de monitoramento da água e as CAEs obtidas no PWC, destacando que as estimativas geradas pelo modelo representam limites superiores de exposição potencial. No documento *Draft Glyphosate Exposure Characterization*, observa-se que as CAEs derivadas do PWC tendem a ser superiores às concentrações medidas em campo, refletindo o caráter conservador adotado na modelagem regulatória (USEPA, 2024a). Ressalta-se ainda que os dados de monitoramento podem ser utilizados como parte do processo da ARA, porém não invalidam os resultados obtidos por modelos preditivos empregados em contextos regulatórios (USEPA, 2024a; USEPA, 2020b). Quando os dados de monitoramento são comparados aos resultados da modelagem, frequentemente observa-se que a modelagem superestima as concentrações (USEPA, 2014)

Conforme apresentado na Tabela 5, estudos de monitoramento de agrotóxicos em água superficial realizados na BRP-DF, nos anos de 2021 e 2022, identificaram concentrações máximas de 0,039 µg/L para a atrazina e de 0,0236 para o glifosato. O herbicida 2,4-D não foi quantificado nas amostras de água superficial analisadas (PIRES et al., 2023; PIRES et al., 2025).

Na modelagem da atrazina, as CAEs obtidas neste estudo (Tabela 26), considerando a exposição de curto prazo (CAE 1º dia), variaram de 27,33 a 60,34 µg/L (aplicação aérea) e de 13,76 a 51,02 µg/L (aplicação terrestre). Para a exposição após 21 dias da aplicação do herbicida (CAE 21 dias), os intervalos estimados foram de 25,85 a 58,01 µg/L (aplicação aérea) e 12,02 a 48,61 µg/L (aplicação terrestre). Esses valores são substancialmente superiores às

concentrações quantificadas nos estudos de monitoramento (0,039 µg/L), sendo que a menor CAE (12,02 µg/L) é aproximadamente 308 vezes maior do que a concentração medida em campo. O modelo PWC também fornece a CAE após 365 dias da aplicação do herbicida. Nos cenários da atrazina, a menor CAE (365 dias) foi de 7,28 µg/L, valor cerca de 187 vezes superior à concentração quantificada em dados de monitoramento (0,039 µg/L).

Na modelagem para o glifosato, a menor CAE obtida nos cenários de exposição foi de 5,56 µg/L (CAE 21 dias – aplicação terrestre) (Tabela 24), valor cerca de 236 vezes superior à maior concentração quantificada nos estudos de monitoramento da BRP-DF (0,0236 µg/L). Para o cenário de exposição do glifosato com as menores concentrações, a CAE (365 dias) foi de 2,16 µg/L, aproximadamente 92 vezes superior à concentração quantificada em campo (0,0236 µg/L).

A comparação entre os resultados das CAEs obtidas neste trabalho e os dados oriundos de monitoramento de agrotóxicos em água na BRP-DF não tem como objetivo invalidar nenhuma das abordagens, mas evidenciar que são análises metodológicas distintas. Na modelagem preditiva regulatória, realizada por meio do PWC, são utilizadas extensas bases de dados, incluindo séries históricas meteorológicas de longo prazo, para representar eventos críticos, como chuvas intensas, escoamento superficial, processos erosivos e deriva, sob condições de maior potencial de exposição. Além disso, o PWC considera como corpo receptor uma lagoa agrícola padrão, adjacente à área tratada, visando a construção de cenários de pior caso, de modo a não subestimar as concentrações ambientais e assegurar a proteção dos ecossistemas aquáticos (USEPA, 2024a).

Por outro lado, muitos dados de monitoramento da água são obtidos em ambientes lóticos, caracterizados por vazão contínua, maior renovação hídrica e processos de diluição mais intensos. Ademais esses dados refletem condições ambientais pontuais, podem fornecer informações de áreas menos vulneráveis, dependendo da extensão espacial dos dados (USEPA, 2014; USEPA, 2020b).

Cabe destacar ainda que estudos de monitoramento demandam elevados custos operacionais, com longos períodos de coleta e análises laboratoriais, resultando, em geral, em séries temporais mais curtas. Muitos desses estudos também não dispõem de informações muito detalhadas sobre o momento e as condições de aplicação dos agrotóxicos nas áreas agrícolas adjacentes aos pontos de coleta da água, o que dificulta a associação direta entre as concentrações observadas e eventos específicos da aplicação (USEPA, 2014; USEPA, 2024a; BROVINI et al., 2023).

Assim, os resultados reforçam que as CAEs obtidas pelo PWC, sobretudo nas fases iniciais da avaliação (Fase 1) devem ser interpretados como estimativas conservadoras de exposição potencial, no contexto regulatório, enquanto os dados de monitoramento refletem condições ambientais específicas, com caráter diagnóstico. Dessa forma, ambas as abordagens são complementares no contexto da ARA, contribuindo de maneira integrada para a interpretação dos potenciais riscos aos ecossistemas aquáticos.

#### **5.4. Análise do risco ambiental para organismos aquáticos na BRP-DF**

Neste trabalho, foram considerados cenários de pior caso, obtidos por meio da modelagem preditiva no PWC, os quais representam situações de maior exposição potencial, definidos a partir das características da paisagem local associadas a maior vulnerabilidade ambiental. Os cenários de exposição da BRP-DF, com suas respectivas denominações, já foram apresentados anteriormente (Tabela 6).

Essa abordagem conservadora, adotada na modelagem, tem como objetivo assegurar que o risco ambiental não seja subestimado nas fases iniciais da ARA. A caracterização dos efeitos à biota aquática utilizada na avaliação do risco baseou-se em resultados de testes laboratoriais, conduzidos com protocolos internacionalmente reconhecidos e utilizando espécies-padrão, conforme base de dados já mencionadas (PPDB, 2025; ECHA, 2025) (Tabela 23).

Dentre os herbicidas avaliados, a atrazina apresentou maior potencial de exposição, resultando nas maiores CAEs, seguida pelo glifosato, e, por último, pelo 2,4-D. A atrazina recebeu maior detalhamento neste estudo porque, na etapa de caracterização do risco, foram identificados potenciais riscos agudos não aceitáveis para organismos aquáticos.

Os Quocientes de Risco (QR) calculados para os herbicidas avaliados encontram-se apresentados nas tabelas a seguir, de acordo com a molécula e o tipo de cenário de exposição:

- **Tabela 29** - Quocientes de risco para o glifosato (cenários de pior caso);
- **Tabela 30** - Quocientes de risco para a atrazina (cenários para pulverização área);
- **Tabela 31** - Quocientes de risco para a atrazina (cenários para pulverização terrestre);
- **Tabela 32** – Quocientes de risco para 2,4-D (cenários de pior caso).

**Tabela 29.** Quociente de risco (QR) para o glifosato na BRP-DF (cenários de pior caso).

1º Herbicida: Glifosato –cenários de pior caso - aplicação aérea										
Cenário Exposição (Descrição)	CAE 1º dia µg/L aérea (PWC)	Efeito agudo (parâmetro – espécie)	Endpoint agudo (µg/L)	QR agudo	LOC (agudo) risco A: aceitável NA: não aceitável	CAE 21 dias µg/L aérea (PWC)	Efeito crônico (parâmetro – espécie)	Endpoint crônico (µg/L)	QR crônico	LOC (crônico) risco A: aceitável NA: não aceitável
MiCX1  (Milho; 1ª safra Cambissolo)	26,47	CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	40.000	0,00066	A	19,00	CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	12.500	0,001520	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	100.000	0,00026	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.804	0,006776	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	27.040	0,00098	A					
MiCX2  (Milho; 2ª safra Cambissolo)	25,80	CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	40.000	0,00065	A	19,34	CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	12.500	0,001547	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	100.000	0,00026	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.804	0,006897	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	27.040	0,00095	A					
SoCX  (Soja; Cambissolo)	24,32	CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	40.000	0,00061	A	17,92	CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	12.500	0,001434	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	100.000	0,00024	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.804	0,006391	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	27.040	0,00090	A					
SMP-CX  (Soja; Milho; Pousio; Cambissolo)	37,55	CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	40.000	0,00094	A	29,30	CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	12.500	0,002344	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	100.000	0,00038	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.804	0,010449	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	27.040	0,00139	A					

Tabela continua (Quociente de risco Glifosato – cenários- pior caso)

Cenário Exposição (Descrição)	CAE 1º dia µg/L aérea (PWC)	Efeito agudo (parâmetro – espécie)	Endpoint agudo (µg/L)	QR agudo	LOC (agudo) risco A: aceitável NA: não aceitável	CAE 21 dias µg/L aérea (PWC)	Efeito crônico (parâmetro – espécie)	Endpoint crônico (µg/L)	QR crônico	LOC (crônico) risco A: aceitável NA: não aceitável
SMC-CX (Soja; Milho; Cobertura; Cambissolo)	36,57	CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	40.000	0,00091	A	28,71	CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	12.500	0,002297	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	100.000	0,00037	A		CENO (21 dias) <i>Danio rerio</i>	2.804	0,010239	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	27.040	0,00135	A					

**CAE:** Concentração Ambiental Estimada (Cenário de exposição); **Endpoint:** resultado estudo ecotoxicológico; **Agudo:** curto prazo; **Crônico:** longo prazo; **QR:** Quociente de Risco; **LOC:** Nível de Preocupação (USEPA, 2025a).

Nota: Como não houve potencial risco ambiental do Glifosato em cenários de exposição com aplicações aéreas, não foi necessário descrever os riscos nos cenários com aplicações terrestres por serem menores.

**Tabela 30.** Quociente de risco (QR) para a atrazina na BRP-DF (cenários aplicação aérea).

<b>2º Herbicida: Atrazina – Aplicação Aérea</b>										
<b>Cenário Exposição (Descrição)</b>	<b>CAE 1º dia µg/L aérea (PWC)</b>	<b>Efeito agudo (parâmetro – espécie)</b>	<b>Endpoint agudo (µg/L)</b>	<b>QR agudo</b>	<b>LOC (agudo) risco A: aceitável NA: não aceitável</b>	<b>CAE 21 dias µg/L aérea (PWC)</b>	<b>Efeito crônico (parâmetro – espécie)</b>	<b>Endpoint crônico (µg/L)</b>	<b>QR crônico</b>	<b>LOC (crônico) risco A: aceitável NA: não aceitável</b>
<b>MiLVI</b>  (Milho; 1ª safra LV)	27,33	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,46322	A	25,88	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodesmus subspicatus</i>	43	0,63558	A		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00032	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,10352	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,00607	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,01294	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,00818	A		–	–	–	–
<b>MiLVA1</b>  (Milho; 1ª safra LVA)	27,33	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,46322	A	25,85	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodesmus subspicatus</i>	43	0,63558	A		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00032	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,10352	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,00607	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,01294	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,00818	A		–	–	–	–
<b>MiCX1</b>  (Milho; 1ª safra Cambissolo)	<b>59,50</b>	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	<b>1,00847</b>	<b>NA (&gt;1,0)</b>	57,70	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodesmus subspicatus</i>	43	<b>1,38372</b>	<b>NA (&gt;1,0)</b>		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00070	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,23080	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,01320	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,02885	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,01780	A		–	–	–	–

Tabela 30 continua - Quociente de risco Atrazina – aplicação aérea

Cenário Exposição (Descrição)	CAE 1º dia µg/L aérea (PWC)	Efeito agudo (parâmetro – espécie)	Endpoint agudo (µg/L)	QR agudo	LOC (agudo) risco A: aceitável NA: não aceitável	CAE 21 dias µg/L aérea (PWC)	Efeito crônico (parâmetro – espécie)	Endpoint Crônico (µg/L)	QR crônico	LOC (=1,0) risco A: aceitável NA: não aceitável
MiLV2  (Milho; 2ª safra LV)	28,91	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,49000	A	27,65	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodesmus subspicatus</i>	43	0,67233	A		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00034	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,11060	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,00642	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,01383	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,00866	A		–	–	–	–
MiLVA2  (Milho; 2ª safra LVA)	28,89	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,48966	A	27,64	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodesmus subspicatus</i>	43	0,67186	A		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00034	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,11060	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,00642	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,01383	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,00865	A		–	–	–	–
MiCX2  (Milho; 2ª safra Cambissolo)	60,34	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	1,02271	NA (>1,0)	58,01	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodesmus subspicatus</i>	43	1,40325	NA (>1,0)		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00071	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,23204	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,01340	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,02900	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,01807	A		–	–	–	–

CAE: Concentração Ambiental Estimada (Cenário de exposição); **Endpoint**: resultado estudo ecotoxicológico; **Agudo**: curto prazo; **Crônico**: longo prazo; **QR**: Quociente de Risco; **LOC**: Nível de Preocupação (USEPA, 2025a).

**Tabela 31.** Quociente de risco (QR) para a atrazina na BRP-DF (cenários aplicação terrestre).

<b>2º Herbicida: Atrazina – Aplicação Terrestre</b>										
<b>Cenário Exposição (Descrição)</b>	<b>CAE 1º dia µg/L terrestre (PWC)</b>	<b>Efeito agudo (parâmetro – espécie)</b>	<b>Endpoint agudo (µg/L)</b>	<b>QR agudo</b>	<b>LOC (agudo) risco A: aceitável NA: não aceitável</b>	<b>CAE 21 dias µg/L aérea (PWC)</b>	<b>Efeito crônico (parâmetro – espécie)</b>	<b>Endpoint crônico (µg/L)</b>	<b>QR crônico</b>	<b>LOC (crônico) risco A: aceitável NA: não aceitável</b>
<b>MiLVI</b>  (Milho; 1ª safra LV)	13,77	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,23339	A	12,02	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodemus subspicatus</i>	43	0,32023	A		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00016	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,04808	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,00306	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,00601	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,00412	A		–	–	–	–
<b>MiLVA1</b>  Milho; 1ª safra LVA)	13,76	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,23322	A	13,00	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodemus subspicatus</i>	43	0,32000	A		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00016	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,05200	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,00306	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,00650	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,00412	A		–	–	–	–
<b>MiCX1</b>  (Milho; 1ª safra Cambissolo)	<b>48,52</b>	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,82237	A	47,37	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodemus subspicatus</i>	43	<b>1,12837</b>	<b>NA (&gt;1,0)</b>		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00057	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,18948	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,01078	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,02369	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,01453	A		–	–	–	–

Tabela 31 continua - Quociente de risco Atrazina – aplicação terrestre

Cenário Exposição (Descrição)	CAE 1º dia µg/L terrestre (PWC)	Efeito agudo (parâmetro – espécie)	Endpoint agudo (µg/L)	QR agudo	LOC (=0,5) risco A: aceitável NA: não aceitável	CAE 21 dias µg/L terrestre (PWC)	Efeito crônico (parâmetro – espécie)	Endpoint crônico (µg/L)	QR crônico	LOC (=1,0) risco A: aceitável NA: não aceitável
MiLV2  (Milho; 2ª safra LV)	16,88	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,28610	A	15,64	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodesmus subspicatus</i>	43	0,39256	A		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00020	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,06256	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,00375	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,00782	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,00505	A		–	–	–	–
MiLVA2  (Milho; 2ª safra LVA)	16,70	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,28305	A	15,49	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodesmus subspicatus</i>	43	0,38837	A		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00020	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,06196	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,00371	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,00775	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,00500	A		–	–	–	–
MiCX2  (Milho; 2ª safra Cambissolo)	51,02	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,86474	A	48,61	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodesmus subspicatus</i>	43	1,18651	NA (>1,0)		–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	85.000	0,00060	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	250	0,19444	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.500	0,01133	A		CENO (21 dias) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.000	0,02430	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	3.340	0,01528	A		–	–	–	–

CAE: Concentração Ambiental Estimada (Cenário de exposição); **Endpoint**: resultado estudo ecotoxicológico; **Agudo**: curto prazo; **Crônico**: longo prazo; **QR**: Quociente de Risco; **LOC**: Nível de Preocupação (USEPA, 2025a).

**Tabela 32 .** Quociente de risco (QR) para o 2,4-D na BRP-DF (cenários de pior caso).

3º Herbicida: 2,4-D - pior cenário - aplicação aérea										
Cenário Exposição (Descrição)	CAE 1º dia µg/L aérea (PWC)	Efeito agudo (parâmetro – espécie)	Endpoint agudo (µg/L)	QR agudo	LOC (agudo) risco A: aceitável NA: não aceitável	CAE 21 dias µg/L aérea (PWC)	Efeito crônico (parâmetro – espécie)	Endpoint crônico (µg/L)	QR crônico	LOC (crônico) risco A: aceitável NA: não aceitável
MiCX1 (Milho; 1ª safra Cambissolo)	11,21	CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Raphidocelis subcapitata</i>	78.000	0,00014	A	7,62	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	134.200	0,00008	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	46.200	0,00016	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	160.000	0,00007	A		CENO (21 dias) <i>Oryzias latipes</i>	27.200	0,00028	A
MiCX2 (Milho; 2ª safra Cambissolo)	11,06	CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Raphidocelis subcapitata</i>	78.000	0,00014	A	7,06	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	134.200	0,00008	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	46.200	0,00015	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	160.000	0,00007	A		CENO (21 dias) <i>Oryzias latipes</i>	27.200	0,00026	A
SoCX (Soja; Cambissolo)	9,23	CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Raphidocelis subcapitata</i>	78.000	0,00012	A	6,05	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	134.200	0,00007	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	46.200	0,00013	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	160.000	0,00006	A		CENO (21 dias) <i>Oryzias latipes</i>	27.200	0,00022	A
SMP-CX (Soja; Milho; Pousio; Cambissolo)	12,03	CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Raphidocelis subcapitata</i>	78.000	0,00015	A	8,43	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	134.200	0,00009	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	46.200	0,00018	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	160.000	0,00008	A		CENO (21 dias) <i>Oryzias latipes</i>	27.200	0,00031	A
SMC-CX (Soja; Milho; Cobertura; Cambissolo)	12,03	CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Raphidocelis subcapitata</i>	78.000	0,00015	A	8,43	–	–	–	–
		CE <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia magna</i>	134.200	0,00009	A		CENO (21 dias) <i>Daphnia magna</i>	46.200	0,00018	A
		CL <sub>50</sub> (96 h) <i>Danio rerio</i>	160.000	0,00008	A		CENO (21 dias) <i>Oryzias latipes</i>	27.200	0,00031	A

CAE: Concentração Ambiental Estimada (Cenário de exposição); **Endpoint:** resultado estudo ecotoxicológico; **Agudo:** curto prazo; **Crônico:** longo prazo; **QR:** Quociente de Risco; **LOC:** Nível de Preocupação (USEPA, 2025a).

Nota: Como não houve potencial risco ambiental do 2,4-D em cenários de exposição com aplicações aéreas, não foi necessário descrever os riscos nos cenários com aplicações terrestres que são menores.

Cabe, primeiramente, esclarecer que a avaliação foi conduzida sob uma abordagem conservadora (Fase 1), ou seja, de pior caso, com o objetivo de evitar a subestimação do risco. Nos resultados obtidos na fase da caracterização do risco ambiental, não foram identificados riscos potenciais para o glifosato e o 2,4-D.

Contudo, para a atrazina (Tabela 30), dois cenários de exposição para a cultura do milho, MiCX1 (Milho 1ª safra em Cambissolo, CAE 1º dia, aplicação aérea igual a 59,50 µg/L) e MiCX2 (Milho 2ª safra em Cambissolo, CAE 1º dia, aplicação aérea de 60,34 µg/L), apresentaram potencial risco agudo para algas.

No cenário MiCX1, foram estimados riscos agudos para as espécies de algas *Raphidocelis subcapitata* (QR = 1,00847) e *Desmodesmus subspicatus* (QR = 1,38372). Já no cenário MiCX2, os riscos agudos estimados foram 1,02271 e 1,40325 para as mesmas espécies, respectivamente, ultrapassando o nível de preocupação (LOC = 1,0), caracterizando risco não aceitável (Tabela 30).

Embora os cenários de pior caso tenham sido representados pelas aplicações aéreas, verificou-se que as aplicações terrestres também excederam o LOC para algas (Tabela 31). Para a atrazina, no cenário MiCX1 (aplicação terrestre com CAE 1º dia de 48,52 µg/L), o QR estimado para a espécie *Desmodesmus subspicatus* foi igual a 1,12837. No cenário MiCX2 (aplicação terrestre com CAE 1º dia de 51,02 µg/L), para mesma espécie, o QR foi de 1,18651, indicando valores acima do nível de preocupação.

Considerando que a atrazina apresenta alta toxicidade para algas e plantas aquáticas, esse comportamento reflete diretamente nos quocientes de risco estimados. Assim, diante da identificação de risco potencial não aceitável na Fase 1, torna-se necessário prosseguir com a ARA, para um nível mais avançado, com as opções de refinamento e dados adicionais (Fase 2).

Para o refinamento dos cenários de exposição, considerando possíveis medidas de mitigação aplicáveis às condições agrícolas da região de estudo, sugere-se a adoção de práticas conservacionistas, como Sistema de Plantio Direto (SPD), com manutenção de cobertura vegetal e o uso de terraços agrícolas (Tabela 25).

Com o objetivo de analisar a redução das CAEs da atrazina na BRP-DF, com a adoção das medidas de mitigação propostas, adotou-se o valor de Curva Número (CN) igual a 80 (USDA, 2004; Tabela 19, p.60), justificável pela implementação de boas práticas agrícolas. Adicionalmente, foi empregado o valor de USLE-P = 0,5 (WISCHMEIER e SMITH, 1978), considerando práticas de conservação, em áreas com declividade em torno de 3 a 8%, compatíveis com a morfometria da BRP-DF, na qual predominam áreas de relevo suave

ondulado. Ressalta-se que, nos cenários da Fase 1 (mais conservadores), foi utilizado o valor de USLE-P = 1, correspondente à ausência de práticas conservacionistas.

Sob essas condições de refinamento e mitigação, observou-se redução expressiva das CAEs nos cenários mais críticos (MiCX1 e MiCX2), com reduções superiores a 50% nas aplicações terrestres e superiores a 40% nas aplicações aéreas (Tabelas 33, 34 e 35). Esses resultados correspondem aos cenários refinados da Fase 2, considerando práticas conservacionistas.

**Tabela 33.** Resultados dos cenários Fase 2 e comparação com cenários Fase 1.

Cenário Conservador (Fase 1)	CAE 1º dia terrestre (Fase 1) µg/L	CAE 1º dia aérea (Fase 1) µg/L	Cenário Refinado (Fase 2)	CAE 1º dia terrestre (Fase 2) µg/L	CAE 1º dia aérea (Fase 2) µg/L	Redução Fase 1 para Fase 2 (terrestre) %	Redução Fase 1 para Fase 2 (aérea) %
MiCX1	48,52	59,50	MiCX1-refinado	22,65	34,88	53,34 %	41,36%
MiCX2	51,02	60,34	MiCX2-refinado	22,62	33,40	55,66%	44,65%

**Tabela 34.** Quociente de risco (QR) calculados para cenários refinados (Fase 2 - aplicação terrestre – Atrazina).

Cenário (Descrição) (Fase 2)	CAE 1º dia µg/L (terrestre)	Efeito agudo (parâmetro – espécie)	Endpoint agudo (µg/L)	QR agudo	LOC (risco) A: aceitável NA: não aceitável
MiCX1-refinado	22,65	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,38389	A
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodemus subspicatus</i>	43	0,52674	A
MiCX2-refinado	22,62	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,38338	A
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodemus subspicatus</i>	43	0,52604	A

**Tabela 35.** Quociente de risco (QR) calculados para cenários refinados (Fase 2 - aplicação aérea - Atrazina).

Cenário (Descrição) (Fase 2)	CAE 1º dia µg/L (aérea)	Efeito agudo (parâmetro – espécie)	Endpoint agudo (µg/L)	QR agudo	LOC (risco) A: aceitável NA: não aceitável
MiCX1-refinado	34,88	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,59118	A
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodemus subspicatus</i>	43	0,81116	A
MiCX2-refinado	33,40	CE <sub>50</sub> agudo <i>Raphidocelis subcapitata</i>	59	0,56610	A
		CE <sub>50</sub> (72 h) <i>Desmodemus subspicatus</i>	43	0,77674	A

Os Quocientes de Risco (QR) obtidos nos cenários refinados (MiCX1-refinado; MiCX2-refinado) ficaram todos abaixo do nível de preocupação adotado ( $QR < 1$ ), indicando risco ambiental aceitável para as espécies de algas *Raphidocelis subcapitata* e *Desmodesmus subspicatus*, como mostra as Tabelas 34 e 35.

Esses resultados demonstram que a incorporação de práticas agrícolas conservacionistas nos sistemas de produção avaliados (com SPD, cobertura vegetal e terraceamento) e a adequada representação nos parâmetros de entrada do modelo PWC permitiram reduzir o risco ambiental potencial associado ao uso da atrazina na BRP-DF.

### **5.5. Limitações e perspectivas futuras da pesquisa**

Uma das limitações deste estudo refere-se aos parâmetros de sorção dos herbicidas utilizados na modelagem ambiental. Os valores adotados foram obtidos a partir de estudos realizados em solos brasileiros disponíveis na literatura científica. Embora representativos das condições nacionais, seria desejável utilizar parâmetros mais específicos aos solos do bioma Cerrado, preferencialmente da área de estudo ou de regiões próximas. No entanto, durante o levantamento bibliográfico não foram identificados estudos que apresentassem dados de sorção para os herbicidas avaliados em solos da Bacia do Rio Preto ou em áreas adjacentes. Além disso, não foram encontrados dados específicos de coeficiente de partição solo-água ( $K_d$ ) ou de coeficiente de partição normalizado ao carbono orgânico ( $K_{oc}$ ) para o herbicida 2,4-D em Cambissolos brasileiros. Dessa forma, a utilização de dados disponíveis na literatura foi considerada a alternativa metodológica mais adequada, embora estudos futuros possam aprimorar as estimativas de exposição ambiental por meio da determinação experimental desses parâmetros em solos locais.

Como perspectivas futuras, destaca-se a possibilidade de expandir a aplicação da abordagem metodológica utilizada neste estudo para outras bacias hidrográficas do bioma Cerrado, permitindo avaliar a variabilidade espacial da exposição ambiental a agrotóxicos em diferentes contextos da paisagem. Além disso, a avaliação de outros ingredientes ativos e de diferentes sistemas de cultivo pode ampliar a compreensão dos potenciais riscos ambientais associados às práticas agrícolas predominantes na região. Os resultados desta pesquisa também podem contribuir para a consolidação de bases de dados para estudos de ARA e subsidiar processos na gestão regulatória.

## 6 - CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos, conclui-se que:

- A modelagem preditiva utilizando o *Pesticide in Water Calculator (PWC)* é eficiente para representar condições tropicais do bioma Cerrado, permitindo estimativas realistas de exposição ambiental a agrotóxicos.
- A construção de 15 cenários de exposição para glifosato, atrazina e 2,4-D permitiu analisar a influência de diferentes tipos de solos, calendários agrícolas e sistemas de produção (soja, milho, sucessão e pousio/cobertura verde) sobre as CAEs
- A análise da paisagem local da Bacia do Rio Preto (DF) evidenciou que, embora os Latossolos sejam os solos predominantes na área de estudo, eles não estiveram associados aos maiores riscos ambientais.
- Os Cambissolos apresentaram maior vulnerabilidade, resultando nas maiores CAEs, devido à menor sorção e maior suscetibilidade ao escoamento superficial.
- O parâmetro Curva Número (CN) mostrou-se como um dos mais sensíveis na modelagem, sendo que reduções de 10 unidades no CN diminuíram as CAEs em até 54% para atrazina, 44% para 2,4-D e 12% para glifosato, destacando o papel das práticas conservacionistas na mitigação da exposição ambiental.
- A deriva de pulverização foi a principal rota de transporte identificada; contudo, em Cambissolos, o escoamento superficial chegou a representar até metade do transporte total, evidenciando forte dependência das características edáficas.
- A comparação entre cenários brasileiros e norte-americanos mostrou coerência entre resultados, confirmando a confiabilidade da parametrização local do modelo.
- A comparação entre as CAEs obtidas pelo PWC e os dados de monitoramento de agrotóxicos em água superficial na Bacia do Rio Preto – DF confirmou o caráter conservador da modelagem preditiva, com estimativas bem superiores às quantificadas no monitoramento, evidenciando que as CAES são representativas para cenários de pior caso, para subsidiar ações no contexto regulatório.
- Entre os herbicidas avaliados, a atrazina apresentou maior potencial de risco ambiental, com Quocientes de Risco (QR) acima do LOC para algas em cenários de pior caso, especialmente em solos mais vulneráveis e aplicações aéreas.

- O refinamento dos cenários, com adoção de práticas conservacionistas, reduziu as CAEs da atrazina em mais de 50%, tornando o risco aceitável.
- Para o glifosato e 2,4-D, os cenários não ultrapassaram níveis de preocupação ambiental estabelecidos.
- Os resultados reforçam a necessidade de avançar em cenários locais para apoiar a Avaliação de Risco Ambiental no Brasil, subsidiar processos regulatórios e orientar o manejo agrícola sustentável na Bacia do Rio Preto – DF.

## REFERÊNCIAS

ANDRADE, S. M. L. et al. **Expedição Safra Brasília 2016**. Soja, milho safrinha e culturas irrigadas: diagnóstico e prospecção de demandas para pesquisa, extensão rural e política pública. ANDRADE, S. M. L.; ROCHA, F.E. C.; LOBATO, B. R. (Org.). 1.ed. Brasília, DF: Seagri-DF: Emater-DF: Ceasa-DF: Embrapa-Cerrados, 2017. Disponível em: <https://biblioteca.emater.df.gov.br/jspui/handle/123456789/164>. Acesso em: 03 fev. 2025.

AFRASIABIKIA, P.; PARVARESH RIZI, A.; BROCCA, L. Improving the SCS-CN method based on adjusting the main parameters using rainfall-runoff data. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 62, p. 102899, 2025. DOI: 10.1016/j.ejrh.2025.102899.

ANGELOTTI, F.; HAMADA, E.; BETTIOL, W. **A comprehensive review of climate change and plant diseases in Brazil**. *Plants*, v. 13, n. 17, p. 2447, 2024.

ARAÚJO, E.; CALDAS, E.; OLIVEIRA-FILHO, E. Relationship between Pesticide Standards for Classification of Water Bodies and Ecotoxicity: A Case Study of the Brazilian Directive. **Toxics**, v. 10, n. 12, p. 767, 8 dez. 2022.

ARAÚJO, E. P. **Agrotóxicos em águas doces superficiais: contexto global, avaliação crítica da legislação brasileira e estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Rio Preto - DF**. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais), Universidade de Brasília, 2023.

ARAÚJO FILHO, J. C. de; LOPES, A. S.; SANTOS, H. G. dos; COOPER, M.; OLIVEIRA, R. P. de; CURI, N.; REATTO, A.; SANTOS, G. A. dos. Avaliação, predição e mapeamento de água disponível em solos do Brasil. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2022. 82 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 282).

ARPAIA, S. Environmental risk assessment in agro-ecosystems: Revisiting the concept of receiving environment after the EFSA guidance document. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 111676, jan. 2021.

BACH, M. et al. Pesticide exposure assessment for surface waters in the EU. Part 2: Determination of statistically based run-off and drainage scenarios for Germany. **Pest Management Science**, v. 73, n. 5, p. 852-861, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.4519>.

BARBOSA, E. A. A.; PAULA, A.; et al. Use of agricultural terraces to control water loss on slopes cultivated with grains under a no-tillage system. **Engenharia Agrícola**, v. 45, spe1, p. (artigo e20240186), mar. 2025. DOI: 10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v45nespe120240186/2025

BATISTA, G. S.; MOREIRA, A. A.; SILVA, R. C. da; SOUZA, C. A. de. Evaluation of the Sustainability of the Preto River Watershed Based on Ecosystem Service Indicators. **Geoambiente On-line**, v. 43, p. 1-26, 2023.

BEZERRA, A. R. G. et al. Importância Econômica. In: SILVA, F.; BORÉM A.; SEDIYAMA, T.; CÂMARA, G. **Soja: do plantio à colheita**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2022. ISBN 978-65-86235-67-8.

BOLÓS, M. et al. **Manual de Ciencia Del Paisaje: Teoría, Métodos y Aplicaciones**. Barcelona: Masson, 1992 (Colección de geografía).

BORUNDA, A. Produção de milho está crescendo nos EUA, mas não pelas razões que cientistas esperavam. **Meio Ambiente. National Geographic**, 5 fev. 2022.

BONTA, James V.; SHIPITALO, Martin J. Curve numbers for long-term no-till corn and agricultural practices with high watershed infiltration. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 68, n. 6, p. 487-500, 2013. DOI: 10.2489/jswc.68.6.487.

BRASIL. **Lei nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023**. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem, a rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e das embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, de produtos de controle ambiental, de seus produtos técnicos e afins. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2023-2026/2023/lei/114785.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2023/lei/114785.htm). Acesso em: 30 ago. 2024.

BRASIL. **Decreto nº 4074, de 4 de janeiro de 2002**. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/2002/d4074.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4074.htm). Acesso em: 22 out. 2024.

BRASIL. **Instrução Normativa nº 2, de 09 de fevereiro de 2017**. Avaliação de risco de insetos polinizadores. Estabelece diretrizes, requisitos e procedimentos para a avaliação dos riscos de ingrediente(s) ativo(s) de agrotóxico(s) para insetos polinizadores, utilizando-se as abelhas como organismos indicadores. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=136950>. Acesso em: 30 ago. 2024.

BRASIL. **Instrução Normativa nº 27, de 27 de dezembro de 2018**. Avaliação de risco de insetos polinizadores. Dispõe sobre critérios e definições a serem adotados pelo Ibama na avaliação da ação tóxica de produtos agrotóxicos e afins sobre o meio ambiente em atendimento ao que dispõe o § 5º do art. 3º da Lei nº 7.802/89 e o parágrafo único do art. 20 do Decreto nº 4.074/02, e estabelece o dever de adequação de rótulo e bula de produtos já registrados. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=138813>. Acesso em: 11 out. 2024.

BRASIL. Câmara dos Deputados. **Projeto de Lei nº 5080/2023**, que "Dispõe sobre a proibição do uso e aplicação do princípio ativo atrazina em todo território nacional. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=2397900>. Acesso em: 12dez. 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Secretaria de Defesa Agropecuária. **Portaria SDA/MAPA nº 840, de 7 de julho de 2023**. Estabelece os calendários de semeadura de soja em nível nacional, referentes à safra 2023/2024. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 10 jul. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Cerrado. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente**, [s.d.]. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biomas-e-ecossistemas/biomas/cerrado>. Acesso em: 4 nov. 2025.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Secretaria de Política Agrícola. **Portaria SPA/MAPA nº 104, de 10 de maio de 2024**. Aprova o Zoneamento Agrícola de Risco Climático - ZARC para a cultura da soja no Distrito Federal, ano-safra 2024/2025. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 27 maio 2024a.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Secretaria de Política Agrícola. **Portaria SPA/MAPA nº 121, de 24 de maio de 2024**. Aprova o Zoneamento Agrícola de Risco Climático - ZARC para a cultura do Milho 1ª Safra no Distrito Federal, ano-safra 2024/2025. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 27 maio 2024b.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Secretaria de Política Agrícola. **Portaria SPA/MAPA nº 276, de 03 de julho de 2024**. Aprova o Zoneamento Agrícola de Risco Climático - ZARC para a cultura do Milho 2ª Safra no Distrito Federal, ano-safra 2024/2025. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 27 maio 2024c.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. **AGROFIT - Banco de informações sobre os produtos agroquímicos e afins registrados**. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/agrofit>. Acesso em 23 jul. 2024.

BROVINI, E. M. et al. Occurrence and environmental risk assessment of pesticides in Brazilian freshwaters. **Aquatic Toxicology**, v. 256, p. 106566, 2023.

BUNZEL, K.; LIESS, M.; KATTWINKEL, M. Landscape parameters driving aquatic pesticide exposure and effects. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 90–97, mar. 2014.

CAMPOS, J. E. G.; MONTEIRO, C. F.; RODRIGUES, L. N. **Geologia e Zoneamento Hidrogeológico da Bacia do Rio Preto, DF/GO/MG**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2006 (Documentos, 172).

CARVALHO, A. M. de; AMABILE, R. F. (Ed.). **Cerrado: adubação verde**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2006. 369 p.

CARVALHO, O. A. de et al. **Manejo e conservação do solo e da água no sistema de plantio direto no Distrito Federal**. Brasília, DF: Embrapa Cerrados, 2009. 52 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 258).

CASALLANOVO, F. et al. Qualitative analysis of the most locally relevant runoff and erosion parameters for constructing Brazilian scenarios. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 19, n. 5, p. 1374–1384, 1 set. 2023.

CASALLANOVO, F.; TINCANI, F.; SANTOS, G. S.; SEVERINO, M.; CIONE, A. P.; SIMONE, D. M.; YOUNG, D. F.; SCORZA JÚNIOR, R. P.; CHEN, W. PWC tool to estimate pesticide soil concentrations for risk assessment of nontarget soil organisms. **Integrated Environmental Assessment and Management**, 26 fev. 2025.

- CENTANNI, M. et al. A review of modeling pesticides in freshwaters: Current status, progress achieved and desirable improvements. **Environmental Pollution**, v. 316, p. 120553, jan. 2023.
- CHAVES et al. Comparação da perda de solo atual em relação ao ambiente natural na bacia do Rio Jardim, DF. **Revista Espaço e Geografia**, v. 14, n. 1, p. 95–125, jan. 2011.
- CODEPLAN. Companhia de Planejamento do Distrito Federal. Secretaria de Economia do Distrito Federal. **Atlas do Distrito Federal – 2020a**. Capítulo 02. 28 p. Disponível em: <https://www.codeplan.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/05/Atlas-do-Distrito-Federal-2020-Cap%C3%ADtulo-2.pdf>. Acesso em: 27 out. 2024.
- CODEPLAN. Companhia de Planejamento do Distrito Federal. Secretaria de Economia do Distrito Federal. **Um Panorama das Águas no Distrito Federal – 2020b**. 31 p, Disponível em: <https://www.codeplan.df.gov.br/wp-content/uploads/2020/07/Estudo-Um-Panorama-das-%C3%81guas-no-Distrito-Federal.pdf>. Acesso em: 11 out. 2024.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Calendário de Plantio e Colheita de Grãos no Brasil 2022**. 73 p. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/institucional/publicacoes/outras-publicacoes/item/15406-calendario-agricola-plantio-e-colheita?platform=hootsuite>. Acesso em: 15 set. 2024.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos: 7º Levantamento – Safra 2024/25**. Brasília: CONAB, abr. 2025. Disponível em: <https://antigo.conab.gov.br/ultimas-noticias/5895-producao-de-graos-2024-25-e-estimada-em-322-3-milhoes-de-toneladas-com-clima-favoravel-para-as-culturas-de-1-safra>. Acesso em: 7 jul. 2025.
- COMUNIDAD ANDINA. Manual técnico andino para la evaluación del riesgo ambiental de plaguicidas. Lima: Secretaría General de la Comunidad Andina, 2016.
- COSTA, R. C.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova** v.31, n. 7, p. 1820–1830, 24 set. 2008.
- COUTINHO, C. F. B.; MAZO, L. H. Complexos metálicos com o herbicida glifosato: revisão. **Química Nova**, v. 28, n. 6, p. 1038–1045, dez. 2005.
- CRUSCIOL, C. A. C.; BORGHI, E. Consórcio de milho com braquiária: produção de forragem e palhada para o plantio direto. *Revista Plantio Direto*, Passo Fundo, edição 100, 2007.
- CRUZ, C. et al. Ecotoxicologia dos Herbicidas: Aplicações e Dinâmica Ambiental. In: BARROSO, A. A. M.; MURATA, A. T. (Org.). **MATOLOGIA: Estudos sobre plantas daninhas**. 1. ed. Jaboticabal: Fábrica da Palavra, 2021. p. 450-454.
- DAAM, M. A.; VAN DEN BRINK, P. J. Implications of differences between temperate and tropical freshwater ecosystems for the ecological risk assessment of pesticides. **Ecotoxicology**, Dordrecht, v. 19, n. 1, p. 24–37, 2010. Consultado em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10646-009-0402-6>. Acesso em: 02 ago. 2025.
- DAAM, M. A. Toward a tiered regulatory framework for the prospective aquatic effect assessment of pesticides in (Neo)tropical areas. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 19, n. 3, p. 638–647, 2023. DOI: 10.1002/ieam.4702.
- D’ANDREA, C. C. **Evaluación del riesgo asociado al uso de plaguicidas usados en cultivos extensivos sobre la biota de los cuerpos de agua de la región pampeana**. Tesis (Doctorado

en Ciencias Biológicas) – Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Buenos Aires, 2019.

D'ANDREA, M. F. et al. Sensitivity analysis of the Pesticide in Water Calculator model for applications in the pampa region of Argentina. **Science of The Total Environment**, v. 698, p. 134232, jan. 2020.

DE OLIVEIRA KAMINSKI, T. S.; VIEIRA, E. Parameterization of a Brazilian scenario in the USEPA Pesticide in Water Calculator tool to estimate the environmental exposure of pesticide in surface waters. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 18, n. 5, p. 1387–1398, dez. 2021.

DISTRITO FEDERAL. Agência Brasília (2021) - **Área agrícola no DF aumenta 22,68 % no período de 18 anos**. Disponível em: <https://www.agenciabrasilia.df.gov.br/2021/04/03/area-agricola-no-df-aumenta-2268-no-periodo-de-18-anos/>. Acesso em: 11 jun. 2024.

DISTRITO FEDERAL. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Sistema Distrital de Informações Ambientais – SISDIA**. Disponível em: <https://www.sisdia.df.gov.br>. Acesso em: 24 mar. 2025.

DISTRITO FEDERAL. Secretaria de Estado da Agricultura, Abastecimento e Desenvolvimento Rural - **SEAGRI. Projeto Polo Agroindustrial do PAD-DF**. Brasília, jan. 2021. Disponível em: <https://www.agricultura.df.gov.br/wp-content/uploads/2021/01/Projeto-Polo-Agroind-PAD-DF.-jan2021-1.pdf>. Acesso em: 14 abr. 2025.

DISTRITO FEDERAL. ADASA. Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. **Relatório de Análise do Impacto Regulatório. 2020**. Disponível em: [https://www.adasa.df.gov.br/images/storage/area\\_de\\_atuacao/recursos\\_hidricos/regulacao/analise\\_impacto\\_regulatorio/Analise\\_imp\\_regulatorio%E2%80%93Jardim.pdf](https://www.adasa.df.gov.br/images/storage/area_de_atuacao/recursos_hidricos/regulacao/analise_impacto_regulatorio/Analise_imp_regulatorio%E2%80%93Jardim.pdf). Acesso em: 25 set. 2024.

DISTRITO FEDERAL. Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal – ADASA. **Gestão de recursos hídricos subterrâneos no Distrito Federal: Diretrizes, Legislação, Critérios Técnicos, Sistema de Informação Geográfica e Operacionalização**. Brasília: ADASA, 2007. Disponível em: [https://www.adasa.df.gov.br/images/storage/area\\_de\\_atuacao/recursos\\_hidricos/regulacao/resolucoes\\_estudos/Estudo\\_Eloi-Gestao\\_DF\\_Integrado.pdf](https://www.adasa.df.gov.br/images/storage/area_de_atuacao/recursos_hidricos/regulacao/resolucoes_estudos/Estudo_Eloi-Gestao_DF_Integrado.pdf). Acesso em: 10 jun. 2025.

DISTRITO FEDERAL. Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal – ADASA. **Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal (PGIRH/DF)**. Subproduto 1.B – Caracterização e Diagnóstico Brasília (Tomo I), DF: ADASA, 2024. Disponível em: [https://www.adasa.df.gov.br/images/storage/consultas\\_publicas/CP-001-2024/ADASA\\_DF\\_PGIRH\\_Subproduto\\_1B\\_R01\\_TomoI.pdf](https://www.adasa.df.gov.br/images/storage/consultas_publicas/CP-001-2024/ADASA_DF_PGIRH_Subproduto_1B_R01_TomoI.pdf). Acesso em: 10 jun. 2025.

DOLLINGER, J.; DAGÈS, C.; VOLTZ, M. Glyphosate sorption to soils and sediments predicted by pedotransfer functions. **Environmental Chemistry Letters**, v. 13, n. 3, p. 293–307, 22 set. 2015.

DREIER, D. A. et al. Integrating Exposure and Effect Distributions with the Ecotoxicity Risk Calculator: Case Studies with Crop Protection Products. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 17, n. 2, p. 321–330, 1 set. 2020.

DUARTE, R. L. **Modelo Pesticide Water Calculator para previsão do potencial de contaminação por agrotóxicos na bacia hidrográfica do ribeirão Espírito Santo JF-MG.** 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2023.

EFSA – European Food Safety Authority. **Guidance on Tiered Risk Assessment for Plant Protection Products for Aquatic Organisms in Edge-of-Field Surface Waters.** EFSA Journal, Parma, v. 11, n. 7, p. 3290, 2013a. 186 p.

EFSA. European Food Safety Authority. **Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters** (EFSA Journal 2013b; 11(7):3290, 181 pp). Disponível em: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3290>. Acesso em: 08 out. 2025.

EFSA. European Food Safety Authority. **Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services.** EFSA Journal, 2016 v. 14 (6): 4499, 50 p. doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4499. Disponível em: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2903/j.efsa.2016.4499>. Acesso em: 18 set. 2024.

EL AFANDI, G.; IRFAN, M. Pesticides Risk Assessment Review: Status, Modeling Approaches, and Future Perspectives. **Agronomy**, v. 14, n. 10, p. 2299, 6 out. 2024.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Distrito Federal.** Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS/SUPLAN-DF, 1978. 455 p. (Boletim Técnico, 53).

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Tecnologias de produção de soja: região Central do Brasil 2014.** Londrina: Embrapa Soja, 2013. 265 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/975595/1/SP16online.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2025.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs>. Acesso em: 19 mar. 2025.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo.** 3. ed. rev. e atual. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Aplicativo ZARC – Plantio Certo.** Brasília, DF: Embrapa, 2019. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-solucoes-tecnologicas/-/produto-servico/6516/aplicativo-zarc---plantio-certo>. Acesso em: 17 abr. 2025.

EMATER – DF. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal. Secretaria de Estado de Agricultura, Abastecimento e Desenvolvimento Rural – SEAGRI-DF. **Informações Agropecuárias do Distrito Federal – 2024.** 18 p. Disponível em: <https://www.emater.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/06/2024-Relatorio-Informacoes-Agropecuaria-RIA-DF.pdf>. Acesso em: 07 jul. 2024.

EUROPEAN UNION. Europe Commission. **Status of glyphosate in the EU.** Disponível em: [https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/approval-active-substances-safeners-and-synergists/renewal-approval/glyphosate\\_en](https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/approval-active-substances-safeners-and-synergists/renewal-approval/glyphosate_en). Acesso em: 02 out. 2024.

EUROPEAN CHEMICALS AGENCY – ECHA. Atrazine – Toxicity to aquatic algae and cyanobacteria (*Desmodesmus subspicatus*). Registration Dossier, 2024. Disponível em: <https://echa.europa.eu/pt/registration-dossier/-/registered-dossier/10766/6/2/6>. Acesso em: 2 out. 2025.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). Pesticides use and trade: 1990–2023. Rome: FAO, 2025.

Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/4b637deb-e1c4-480f-ab02-13c635d200a3/content> Acesso em: 1 mar. 2026.

FABRE, C. et al. Challenges of spatially extrapolating aquatic pesticide pollution for policy evaluation. **Science of The Total Environment**, v. 875, p. 162639, jun. 2023.

FERNANDES, G.; APARICIO, V. C.; BASTOS, M. C.; DE GERÓNIMO, E.; LABANOWSKI, J.; PRESTES, O. D.; ZANELLA, R.; DOS SANTOS, D. R. Indiscriminate use of glyphosate impregnates river epilithic biofilms in southern Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 1377–1387, fev. 2019.

FRY, M. M.; ROTHMAN, G.; YOUNG, D. F.; THURMAN, N. Daily gridded weather for pesticide exposure modeling. *Environmental Modelling & Software*, v. 82, p. 167–173, ago. 2016.

GIESY, J. P.; SOLOMON, K. R.; PURDY, J. R.; KRAMER, V. J. Weight of evidence assessment of effects of sulfoxaflor on aquatic invertebrates: sulfoxaflor environmental science review part II. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B: Critical Reviews**, v. 28, n. 5, p. 197-222, 2025.

GOMES, M. A. F.; BARIZON, R. R. M. **Panorama da Contaminação Ambiental por Agrotóxicos e Nitrato de origem Agrícola no Brasil: cenário 1992/2011**. Jaquariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2014 (Documentos 98).

GOULART, B. V. et al. Matrix effect challenges to quantify 2,4-D and fipronil in aquatic systems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 12, p. 797, 27 dez. 2020.

GUIMARÃES, D. P. Clima e Agricultura (Cap.6). In: LANDAU et al. **Dinâmica da produção agropecuária e da paisagem natural no Brasil nas últimas décadas: Cenário histórico, divisão política, características demográficas, socioeconômicas e ambientais**, v. 1, Brasília: Embrapa, 2020. p. 151-176.

HADLICH, G. M. **Cartografia de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos: proposta de avaliação e aplicação na microbacia hidrográfica do córrego Garuva, Sombrio, SC**. Tese (Doutorado em Geociências) - Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 1997.

HOLLINGSWORTH, R. G. **Insect pest management of tropical versus temperate crops: patterns of similarities and differences in approach**. *Journal of Agricultural Science and Technology*, v. 1, n. 3, p. 363-370, 2011.

HUANG, Y.; LI, Z. Optimizing model selection across global countries for managing pesticide emission and surface freshwater quality: a hierarchical screening approach. **Environmental Sciences Europe**, v. 36, n. 1, p. 168, 29 set. 2024.

HUFF HARTZ, K. E.; EDWARDS, T. M.; LYDY, M. J. Fate and transport of furrow-applied granular tefluthrin and seed-coated clothianidin insecticides: Comparison of field-scale observations and model estimates. **Ecotoxicology**, v. 26, n. 7, p. 876–888, 30 set. 2017.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Avaliação de risco ambiental de agrotóxicos no Ibama**. Brasília, 2012. Disponível em: [https://www.gov.br/ibama/pt-br/servicos/avaliacao-e-destinacao/quimicos-e-biologicos/avaliacao-ambiental-para-registro-de-agrotoxicos-arquivos/2017/2017-07-25-avaliacao\\_risco\\_ambiental\\_agrotoxicos\\_ibama\\_2012-ARA.pdf](https://www.gov.br/ibama/pt-br/servicos/avaliacao-e-destinacao/quimicos-e-biologicos/avaliacao-ambiental-para-registro-de-agrotoxicos-arquivos/2017/2017-07-25-avaliacao_risco_ambiental_agrotoxicos_ibama_2012-ARA.pdf). Acesso em: 30 ago. 2024.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Relatórios de Comercialização de Agrotóxicos**. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Acesso em: 30 ago. 2024a.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Portaria Nº 84, de 15/10/1996**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 1996. Disponível em: [https://servicos.ibama.gov.br/ctf/manual/html/Portaria\\_84.pdf](https://servicos.ibama.gov.br/ctf/manual/html/Portaria_84.pdf). Acesso em: 30 ago. 2024b.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Avaliação ambiental para registro de agrotóxicos, seus componentes e afins de uso agrícola**. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/avaliacao-ambiental>. Acesso em: 30 ago. 2024c.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Avaliação de risco ambiental de agrotóxicos**. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/avaliacao-ambiental>. Acesso em: 30 ago. 2024d.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Resultado do projeto piloto de monitoramento ambiental de agrotóxicos em água e solo**. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/projeto-piloto-de-monitoramento-ambiental>. Acesso em: 15 out. 2024e.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Perfis Ambientais de Agrotóxicos**. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/perfis-ambientais>. Acesso em: 15 out. 2024f.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Manual de Avaliação de Risco Ambiental para Abelhas**. Brasília, 2020. 2ª ed. 114 p. Disponível em: [https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/arquivos/2020-12-10-Manual\\_ARA\\_Abelhas\\_2ed-Ibama.pdf](https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/arquivos/2020-12-10-Manual_ARA_Abelhas_2ed-Ibama.pdf). Acesso em: 30 ago. 2024.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Relatório de Qualidade do Meio Ambiente – RQMA Brasil - 2020**. Brasília – DF. IBAMA. Capítulo Terra – Uso de Agrotóxicos. p. 192-196, 2022. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/livros/rqmabrasil2020.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2024.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Indicadores IBGE. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola. 2023**. 158 p. Disponível em: [https://ftp.ibge.gov.br/Producao\\_Agricola/Levantamento\\_Sistematico\\_da\\_Producao\\_Agricola\\_%5Bmensal%5D/Fasciculo\\_Indicadores\\_IBGE/2023/estProdAgri\\_202311.pdf](https://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_%5Bmensal%5D/Fasciculo_Indicadores_IBGE/2023/estProdAgri_202311.pdf). Acesso em: 07 out. 2024.

IPPOLITO, A.; FAIT, G. Pesticides in surface waters: from edge-of-field to global modelling. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 36, p. 78–84, fev. 2019.

- KAPUSTKA, L. A. et al. Coordinating ecological restoration options analysis and risk assessment to improve environmental outcomes. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 12, n. 2, p. 253–263, 1 jun. 2015.
- KRULL, M.; BARROS, F. Key Issues in Aquatic Ecotoxicology in Brazil: A Critical Review. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 7, n. 2, p. 57–66, dez. 2012.
- LANDAU, E. C., MOURA, L. Configuração Territorial do Brasil: Divisão Política, Biomas, Características Demográficas e Socioeconômicas (Cap. 3). In: LANDAU et al. **Dinâmica da produção agropecuária e da paisagem natural no Brasil nas últimas décadas: Cenário histórico, divisão política, características demográficas, socioeconômicas e ambientais**, v. 1, Brasília: Embrapa, 2020. p. 61-92.
- LEWIS, K. A.; TZILIVAKIS, J.; WARNER, D. J.; GREEN, A. An international database for pesticide risk assessments and management. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 22, n. 4, p. 1050–1064, 2016a.
- LEWIS, S. E.; SILBURN, D. M.; KOOKANA, R. S.; SHAW, M. Pesticide behavior, fate, and effects in the Tropics: an overview of the current state of knowledge. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Washington, DC, v. 64, n. 20, p. 3917–3924, 2016b. DOI: 10.1021/acs.jafc.6b01320.
- LIMA, L. A. de S.; MARTINS, E. de S.; REATTO, A.; CASTRO, K. B de; SOUZA, V. V. de.; CARVALHO JUNIOR, O. A. de. **Compartimentação Geomorfológica e suas Relações com Solos na Bacia do Alto Rio Preto - GO**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2009. 24 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 255).
- LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M.; EID, N. J.; MARTINS, E. S.; KOIDE, S.; REATTO, A. Estimativa da taxa média anual de erosão na Bacia experimental do Alto Rio Jardim - DF. **XVII SBRH - SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**, p. 1–19, nov. 2007a.
- LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M.; EID, N. J.; MARTINS, E. S.; KOIDE, S.; REATTO, A. Desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da erodibilidade dos solos da Bacia experimental do Alto Rio Jardim – DF. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 8, p. 23–36, 2007b.
- LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M.; STRAUCH, M.; LORZ, C. Desenvolvimento de base de dados de solos para a aplicação do modelo SWAT em bacia do bioma Cerrado. **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 8, nov. 2013.
- LIMA FILHO, O. F. de; AMBROSANO, E. J.; WUTKE, E. B.; ROSSI, F.; CARLOS, J. A. D. (ed.). **Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: fundamentos e prática**. 2. ed. rev. e atual. Brasília, DF: Embrapa, 2023. v. 1. 586 p. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1153241>. Acesso em: 11 ago. 2025.
- LONDRES, F. **Agrotóxicos no Brasil um guia para ação em defesa da vida**. 1. ed. Rio de Janeiro: AS-PTA – Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa, 2011, 190 p.
- MAGALHÃES, P. C.; DURÃES, F. O. M. **Milho, Características da planta. Embrapa Milho e Sorgo**. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/cultivos/milho/pre-producao/caracteristicas-da-especie-e-relacoes-com-o-ambiente/caracteristicas-da-planta>. Acesso em 03 fev. 2025.
- MALTBY, L. et al. Assessing chemical risk within an ecosystem services framework. **Science of The Total Environment**, v. 798, p. 149768, 2021.

MALTBY, L.; BROWN, R. J.; WILKINSON, H. Applying ecosystem services principles to the derivation of freshwater environmental quality standards. *Frontiers in Environmental Science*, Lausanne, v. 10, 2022.

MAPBIOMAS. Coleção 7: Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Brasil. [S.l.]: MapBiomass, 2022. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 28 abr. 2025.

MEIRELLES, M. L.; FARIAS, S. E. M. M. de; FRANCO, A. C. **Evapotranspiração em Plantio de Milho no Cerrado**. Planaltina DF: Embrapa Cerrados, 2003 (Documentos, 84).

MENDES, K. F. et al. A proposal to standardize herbicide sorption coefficients in Brazilian tropical soils compared to temperate soils. **Journal of Food, Agriculture & Environment**, v.12, p 424-433, 2014.

MESNAGE, R.; SZÉKÁCS, A.; ZALLER, J. G. Herbicides: Brief history, agricultural use, and potential alternatives for weed control. Em: **Herbicides**. [s.l.] Elsevier, 2021. p. 1–20.

MIRANDA, R. A. de. Breve história da agropecuária brasileira (Cap. 2). In: LANDAU et al. **Dinâmica da produção agropecuária e da paisagem natural no Brasil nas últimas décadas**. Cenário Histórico, Divisão Política, Características Demográficas, Socioeconômicas e Ambientais. v. 1, Brasília: Embrapa, 2020. p. 31-58.

MISHRA, S. K.; SRIVASTAVA, S. K.; TRIPATHI, S.; MISHRA, A. Adjustment to the Curve Number (NRCS-CN) to account for the vegetation effect on hydrological processes. **Hydrological Sciences Journal**, v. 59, n. 9, p. 1829–1845, 2014.

MONQUERO, P. A.; SILVA, P. V. da. Comportamento de Herbicidas no ambiente. In: BARROSO, A. A. M.; MURATA, A. T. (Org.). **MATOLOGIA: Estudos sobre plantas daninhas**. 1. ed. Jaboticabal: Fábrica da Palavra, 2021. p. 253- 294.

MORAES, R. F. de. Agrotóxicos no Brasil: Padrões de uso, política da regulação e Prevenção da captura regulatória. **Instituto de Pesquisa Aplicada - IPEA (Texto 2506)**, p. 84, 2019.

MUÑOZ-CARPENA, R.; RITTER, A.; FOX, G. A. Comparison of empirical and mechanistic equations for vegetative filter strip pesticide mitigation in long-term environmental exposure assessments. **Water Research**, v. 165, p. 114983, nov. 2019.

NEPOMUCENO, A. L.; FARIAS, J. R. B.; NEUMAIER, N. **Características da soja. Embrapa Soja**. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/cultivos/soja/pre-producao/caracteristicas-da-especie-e-relacoes-com-o-ambiente/caracteristicas-da-soja>. Acesso em 03 fev. 2025.

NICHOLSON, C. C. et al. Landscapes of risk: A comparative analysis of landscape metrics for the ecotoxicological assessment of pesticide risk to bees. **Journal of Applied Ecology**, v. 61, n. 5, p. 975–986, mai. 2024.

NATIONAL PESTICIDE INFORMATION CENTER - NPIC. 2,4-D Technical Fact Sheet. Oregon State University, 2010. Disponível em: <https://npic.orst.edu/factsheets/archive/2,4-DTech.html>. Acesso em: 30 jul. 2025.

OECD. Test No. 201: Alga, Growth Inhibition Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2: Effects on Biotic Systems. Paris: OECD Publishing, 2011. 29 p.

OLIVEIRA, T. S. de. **Avaliação de risco agudo em peixes frente ao uso de produtos à base de Glifosato utilizando a ferramenta *Pesticide in Water Calculator (PWC)* para estimativa de exposição em um cenário brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio) - Instituto Biológico de São Paulo, 2020.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; SISINNO, C. L. S. Histórico, evolução e conceitos básicos da toxicologia. In: **Princípios de Toxicologia Ambiental**. Rio de Janeiro: Interciência, 2013. p. 1-216.

PADOVESI-FONSECA, C., MARTINS-SILVA, M. J.; PUPPIN-GONÇALVES, C. T. Cerrado's areas as a reference analysis for aquatic conservation in Brazil. *Biodiversity Journal*, v. 6, n. 4, p. 805–816, 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/293813272>. Acesso em: 21 jul. 2025.

PARRON, L. M.; LIMA, J. E. F. W.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.; SILVA, E. M. da. **Fluxos de nutrientes e agrotóxicos sob diferentes usos de terra na Bacia do Rio Jardim, Distrito Federal**. II Mostra de resultados de pesquisa dos produtos finalizados em 2006 e 2007. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2009. (Documentos, 244).

PAZ, J. V., REZENDE, V. T. GAMEIRO, A., NETO, R. P., SILVO FILHO, C. G. da, NASCIMENTO, R. A. Agrotóxicos no Brasil: entre a produção e a segurança alimentar. *Jornal da USP*, dez. 2023. Disponível em: <https://jornal.usp.br/artigos/agrotoxicos-no-brasil-entre-a-producao-e-a-seguranca-alimentar/>. Acesso em: 10 jan. 2025.

PEREIRA, A. S.; DAAM, M. A.; CEREJEIRA, M. J. Evaluation of FOCUS surface water pesticide concentration predictions and risk assessment of field-measured pesticide mixtures—a crop-based approach under Mediterranean conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 21, p. 17394–17406, 6 jul. 2017.

PÉREZ-INDOVAL, R. et al. PWC-based evaluation of groundwater pesticide pollution in the Júcar River Basin. *Science of The Total Environment*, v. 847, p. 157386, nov. 2022.

PIGNATI, W. A. et al. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 22, n. 10, p. 3281–3293, out. 2017.

PIRES, N. L.; DE ARAÚJO, E. P.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.; CALDAS, E. D. An ultrasensitive LC-MS/MS method for the determination of glyphosate, AMPA and glufosinate in water – analysis of surface and groundwater from a hydrographic basin in the Midwestern region of Brazil. *Science of The Total Environment*, v. 875, p. 162499, jun. 2023.

PIRES, N. L.; ARAÚJO, E. P. de; MUNIZ, D. H. de F.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.; CALDAS, E. D. Pesticides in Ground and Surface Water from the Rio Preto Hydrographic Basin, an Important Agricultural Area in the Midwestern Region of Brazil. *Water*, v. 17, n. 8, p. 1186, 15 abr. 2025.

PPDB. Pesticide Properties Database. **Pesticide, Bio-Pesticide and Veterinary Substances properties databases**. University of Hertfordshire. Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>. Acesso em: 15 jan. 2025.

PPDB. Pesticide Properties Database. **Databases – Glossary of Terms**. University of Hertfordshire. Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/docs/Glossary.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2025a.

PRATA, F. **Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazina**. Tese (Doutorado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, p. 161, 2002.

PRATA, F. et al. Miscible Displacement, Sorption and Desorption of Atrazine in a Brazilian Oxisol. *Vadose Zone Journal*, v. 2, n. 4, p. 728–738, nov. 2003.

PUBCHEM - **Explore Chemistry**. National Institutes of Health (NIH). Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>. Acesso em: 18 jan. 2025p.

PURUCKER, T. Sensitivity Analysis and Model Evaluation of Bifenthrin Surface Water Concentrations from California Urban Runoff. **International Congress on Environmental Modelling and Software**, 2020.

REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T.; CHAGAS, C. S., MARTINS, E. S., ANDAHUR, J. P., GODOY, M. J. S., ASSAD, M. L. C. L. **Levantamento Semidetalhado dos Solos da Bacia do Rio Jardim-DF, escala 1:50.000**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2000. 63 p (Boletim de pesquisa).

REATTO, A.; MARTINS, E. S.; FARIAS, M. F. R.; SILVA, A. V.; CARVALHO JUNIOR, O. A. de. **Mapa Pedológico Digital: SIG atualizado do Distrito Federal escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. 29 p (Documentos, 120).

REBELO, R. M.; CALDAS, E. D. Environmental risk assessment of aquatic systems affected by pesticide use. **Química Nova**, 2014. DOI: 10.5935/0100-4042.20140165.

RESCK, D. V. S. **Parâmetros Físicos dos Solos da Região dos Cerrados**. Planaltina, DF: Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados – CPAC, 1981. 17 p.

RESCK, D. V. S.; PEREIRA, J.; SILVA, J. E. da. **Dinâmica da Matéria Orgânica na Região dos Cerrados**. Planaltina, DF: Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados – CPAC, 1991. 22 p.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado**, in: Sano, S. M., Almeida, S. P. Cerrado: Ambiente e Flora. Planaltina, DF: Embrapa CPAC, 1998, p. 89–166.

ROMAN, E. S.; VARGAS, L.; RIZZARD, M. A.; HALL, L.; BECKIE, H.; WOLF, T. M. **Como funcionam os herbicidas: da biologia à aplicação**. Passo Fundo: Gráfica Editora Berthier, 2005. 152 p.

RUMSCHLAG, S. L.; BESSLER, S. M.; ROHR, J. R. Evaluating improvements to exposure estimates from fate and transport models by incorporating environmental sampling effort and contaminant use. **Water Research**, v. 156, p. 372–382, jun. 2019.

RUUSKANEN, S. et al. Ecosystem consequences of herbicides: the role of microbiome. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 38, n. 1, p. 35–43, jan. 2023.

SÁ, M. A. C. de; SANTOS JÚNIOR, J. D. G. dos; SANO, E. S. **Calibração e Validação do Sensor Dielétrico para Estimativa de Teor de Água em Solos do Cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008 (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 223).

SALLES, L. A.; LIMA, J. E. F. W.; ROIG, H. L.; MALAQUIAS, J. V. Environmental factors and groundwater behavior in an agricultural experimental basin of the Brazilian central plateau. **Applied Geography**, [S.l.], v. 94, p. 272–281, maio 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.03.012>. Acesso em: 21 jul. 2025.

SANO, E. E. et al. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 818–828, fev. 2019.

SANO, E. et al. Características gerais da paisagem do Cerrado. In: BOLFE, E. L.; SANO, E. E.; CAMPOS, S. K. **Dinâmica Agrícola no Cerrado: análises e projeções**. Brasília, DF: Embrapa, 2020. v. 1, p. 21-37.

SANTANA, C. A. et al. Cerrado Pilar da agricultura brasileira. In: BOLFE, E. L.; SANO, E. E.; CAMPOS, S. K. **Dinâmica Agrícola no Cerrado: análises e projeções**. Brasília, DF: Embrapa, 2020. v. 1, p. 39-58.

SANTOS, G. S.; CASALLANOVO, F.; SCORZA Jr, R. P.; DAAM, M. A.; CIONE, A. P. Proposal for a tiered regulatory framework for the aquatic risk assessment of pesticides in Brazil. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 20, n. 5, p. 1514–1528, 1 set. 2024.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos. Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 5–18, out./dez. 2005.

SILVA, F. H. K. P. et al. Pesticides in Brazil: an understanding of the current scenario of use and the properties of the soil that act on the dynamics and retention of these molecules. *Research, Society and Development*, v. 11, n. 10, e7911931614, 2022. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i9.31614>

SINNATHAMBY, S. et al. A sensitivity analysis of pesticide concentrations in California Central Valley vernal pools. **Environmental Pollution**, v. 257, p. 113486, fev. 2020.

SITTIG, Stephan; SUR, Robin; BAETS, Dirk. Runoff mitigation via micro-dams and conservation tillage - Numerical modeling of runoff and erosion from maize field trials. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 18, n. 3, p. 787–799, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ieam.4546>.

SITTIG, S.; SUR, R. Runoff and erosion mitigation via conservation tillage and cover crops: derivation of model input parameters from literature. **Environmental Challenges**, v. 17, p. 101015, 2024. DOI: 10.1016/j.envc.2024.101015.

SMITH, P. N. et al. Assessment of risks to listed species from the use of atrazine in the USA: a perspective. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, v. 24, n. 6, p. 223–306, 18 ago. 2021.

SINDIVEG. Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para a Defesa Vegetal. **Área tratada por defensivos agrícolas no Brasil cresce 9,2% em 2024**. São Paulo, 2024. Disponível em: <https://sindiveg.org.br/ultimas-noticias/area-tratada-por-defensivos-agricolas-no-brasil-cresce-92-em-2024/>. Acesso em: 1 jul. 2025.

SOUZA, M. A de. **Risco de contaminação da água por glifosato: validação do modelo A.R.C.A. em lavoura de soja no entorno do Distrito Federal**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, 2014.

SPADOTTO, C. A.; MATALLO, M. B.; GOMES, M. A. F. Sorção do Herbicida 2,4-D em Solos Brasileiros. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13 p. 103 – 110, dez. 2003.

SPERA, S. T.; REATTO, A.; MARTINS, E. S., CORREIA, J. R. **Aptidão Agrícola das terras da Bacia do Rio Jardim, DF**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2002. 38 p (Boletim de pesquisa).

TARAZONA, J. V. et al. A conceptual framework for landscape-based environmental risk assessment (ERA) of pesticides. **Environment International**, v. 191, p. 108999, set. 2024.

TEODORO, M.; DUARTE, V. S.; COSTA, M. R. M.; NEHRING, R.; SILVA, S. D.; BOGGIONE, G. A.; NAPOLITANO, H. B. Environmental assessment of pesticide use in the cerrado region of Brazil. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 26, 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc2022030r2vu2023L4OA>.

TANG, J.-X.; HOAGLAND, K. D.; SIEGFRIED, B. D. Differential toxicity of atrazine to selected freshwater algae. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 59, n. 4, p. 631-637, out. 1997.

TUDI, M.; DANIEL RUAN, H. D.; WANG, L.; LYU, J.; SADLER, R.; CONNELL, D.; CHU, C.; PHUNG, D. T. Agriculture Development, Pesticide Application and Its Impact on the Environment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Vol. 18, n. 3, 1112, fev. 2021.

TRUHAUT, R. Ecotoxicology: Objectives, Principles and Perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 1, p. 151–173, 1977.

US. Soil Conservation Service (US-SCS). **Urban hydrology for small watersheds (Technical Release 55 – TR-55)**. 2. ed. Washington, DC: USDA-SCS, 1986. Disponível em: <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-09/TR55%5B1%5D.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2025.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Glyphosate – Reregistration Eligibility Decision (RED)**. Environmental Fate Assessment. Washington, DC: EPA, September 1993. Disponível em: <https://archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/pdf/glyphosate.pdf>. Acesso em: 31 jul. 2025.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Guidelines for ecological risk assessment**. Washington, DC: Risk Assessment Forum, 1998. (EPA/630/R-95/002F). Disponível em: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-11/documents/eco\\_risk\\_assessment1998.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-11/documents/eco_risk_assessment1998.pdf). Acesso em: 15 jul. 2024.

US. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Handbook Risk Characterization. EPA 100-B-00-002**. December 2000. 189 p. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockkey=40000006.txt>. Acesso em: 15 set. 2024.

US. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Atrazine: Analysis of Risks to Endangered and Threatened Salmon and Steelhead Trout**. Washington, D.C., 27 jul. 2003. 25 p. Disponível em: <https://www3.epa.gov/pesticides/endanger/litstatus/effects/atrazine-assessment.pdf>. Acesso em: 15 maio 2025.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Reregistration Eligibility Decision for 2,4-D. EPA 738-R-05-002**. June, 2005. 321 p. Disponível em: [https://www3.epa.gov/pesticides/chem\\_search/reg\\_actions/reregistration/red\\_PC-030001\\_1-Jun-05.pdf](https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/red_PC-030001_1-Jun-05.pdf). Acesso em: 18 set. 2024.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Proposed methodology for specifying atrazine levels of concern for protection of plant communities in freshwater ecosystems**. Washington, DC: USEPA, Office of Research and Development, 2012. EPA-HQ-OPP-2013-0266-0337.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Evaluation and use of water monitoring data in pesticide aquatic exposure assessments.** Washington, DC: USEPA, Office of Research and Development. March, 2014. 6p. Acesso em: 30 set. 2025.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Refined Ecological Risk Assessment for Atrazine - EPA-HQ-OPP-2013-0266.** April 12, 2016. 521 p. Disponível em: <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/atrazine>. Acesso em: 20 de nov. 2024.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Drinking Water Assessment for the Registration Review of Glyphosate.** Washington, D.C., 15 jun. 2017. 38 p. Disponível em: <https://downloads.regulations.gov/EPA-HQ-OPP-2009-0361-0076/content.pdf>. Acesso em: 31 jul. 2025.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Estimating Field and Watershed Parameters Used in USEPA’s Office of Pesticide Programs Aquatic Exposure Models –The Pesticide Water Calculator (PWC)/Pesticide Root Zone Model (PRZM) and Spatial Aquatic Model (SAM).** December, 31, 2019. 47 p. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-01/documents/field-and-watershed-parameters.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2025.

US. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Overview of USEPA’s Ecological Risk Assessment for Pesticides, 2020a.** Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-05/documents/session-4-ecological-risk-assessments-ppdc-may-2020.pdf>. Acesso em: 15 set. 2024.

US. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Framework for conducting pesticide drinking water assessments for surface water, 2020b.** Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-09/documents/framework-conducting-pesticide-dw-sw.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2024.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Creating New Scenarios for Use in Pesticide Surface Water Risk Assessments. Washington, D.C.: Office of Pesticide Programs, 2020c.** 22 p. Disponível em: <https://downloads.regulations.gov/EPA-HQ-OPP-2020-0279-0015/content.pdf>. Acesso em: 30 set. 2024.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Chapter 3 – Draft Glyphosate Exposure Characterization.** Disponível em: <https://www3.epa.gov/pesticides/nas/glyphosate/chapter3.docx>. Acesso em: 15 set. 2024a.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **APPENDIX 1-3. Glyphosate Scenario Development for Aquatic Modeling.** Disponível em: <https://www3.epa.gov/pesticides/nas/glyphosate/appendix-1-3.docx>. Acesso em: 15 set. 2024b.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **2,4-D. Ingredientes Used in Pesticide Products.** Disponível em: <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/24-d>. Acesso em: 18 set. 2024c.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Models for Pesticide Risk Assessment. Aquatic Models – PWC – Pesticide in Water Calculator.** Disponível em: <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/models-pesticide-risk-assessment#aquatic>. Acesso em: 21 out. 2024d.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **PRZM Version Index**. Disponível em: <https://www.epa.gov/hydrowq/przm-version-index>. Acesso em: 28 maio. 2024e.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Pesticides: Science and Policy. About Water Models**. Disponível em: <https://archive.epa.gov/oppefed1/web/html/models4.html> . Acesso em: 15 nov. 2024f.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Atrazine: Updated Proposed Mitigation for the Interim Registration Review Decision**. Washington, D.C.: Office of Pesticide Programs, Environmental Fate and Effects Division, Dec. 2024g. Disponível em: <https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-12/pre-pub-copy-9941-02-fr.pdf>. Acesso em: 15 out. 2025.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Technical Overview of Ecological Risk Assessment: Risk Characterization**. Disponível em: <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/technical-overview-ecological-risk-assessment-risk#Probabilistic>. Acesso em: 03 fev. 2025a.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Guidance for the Development of Conceptual Models for a Problem Formulation Developed for Registration Review**. <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/guidance-development-conceptual-models-problem>. Acesso em: 03 fev. 2025b.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Ecological Mitigation Support Document – Version 2**. Washington, D.C.: Office of Pesticide Programs, Environmental Fate and Effects Division, U.S. EPA, 2025c. Disponível em: <https://www.epa.gov/system/files/documents/2025-04/ecological-mitigation-support-document-v.2-.pdf>. Acesso em: 7 out. 2025.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Crosswalk of EPA’s Ecological Mitigation Measures with USDA NRCS Conservation Practices in Support of EPA’s Endangered Species Strategies**. Washington, D.C.: Office of Pesticide Programs, Environmental Fate and Effects Division, Apr. 2025d. Disponível em: [https://www.epa.gov/system/files/documents/2025-04/crosswalk-of-epa-measures-with-nrcs-conservation-practices-updated-april-2025\\_0.pdf](https://www.epa.gov/system/files/documents/2025-04/crosswalk-of-epa-measures-with-nrcs-conservation-practices-updated-april-2025_0.pdf). Acesso em: 15 out. 2025.

U.S. Environmental Protection Agency – Office of Pesticide Programs (USEPA – OPP). **Menu of Mitigation Measures for Pesticide Risk Management**. Washington, D.C.: Office of Pesticide Programs, 2025e. Disponível em: <https://www.epa.gov/pesticides/mitigation-menu>. Acesso em: 20 out. 2025e.

USDA – United States Department of Agriculture. National Engineering **Handbook: Part 630 – Hydrology. Chapter 9 – Hydrologic Soil-Cover Complexes**. Washington, D.C.: Natural Resources Conservation Service, 2004. Disponível em: <https://directives.nrcs.usda.gov/sites/default/files2/1712930607/7306.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

USDA – United States Department of Agriculture – National Agricultural Statistics Service. **Soybeans: Production** Acreage by County. Soybeans 2023 Harvested Acres by County for Selected States. Disponível em: [https://www.nass.usda.gov/Charts\\_and\\_Maps/Crops\\_County/sb-ha.php](https://www.nass.usda.gov/Charts_and_Maps/Crops_County/sb-ha.php). Acesso em: 01 out. 2024a.

USDA – United States Department of Agriculture – National Agricultural Statistics Service. **Corn: Production** Acreage by County. Corn for Grain 2023 Production by County for Selected States. Disponível em: [https://www.nass.usda.gov/Charts\\_and\\_Maps/Crops\\_County/cr-pr.php](https://www.nass.usda.gov/Charts_and_Maps/Crops_County/cr-pr.php). Acesso em: 01 out. 2024b.

USDA – United States Department of Agriculture. **Brazil: Corn production forecast** – March 2025. Washington, DC: USDA Foreign Agricultural Service, 2025. Disponível em: <https://ipad.fas.usda.gov/highlights/2025/03/Brazil/index.pdf>. Acesso em: 1 jul. 2025.

USGS – U.S. Geological Survey – U.S. Department of the Interior. **Pesticides are transported throughout the environment.** Disponível em: <https://www.usgs.gov/media/images/pesticides-are-transported-throughout-environment>. Acesso em: 21 out. 2024.

VAN DER LAAN, M.; DLAMINI, S. D.; DE JAGER, C.; DABROWSKI, J. M. Atrazine Leaching from Contrasting Low-Carbon Topsoils and Implications for Management. **SSRN Electronic Journal**, 2022.

VELOSO, M. F.; RODRIGUES, L. N.; OTTONI, M. V. **Funções de Pedotransferência para a Estimativa de Parâmetros Físico-Hídricos do Solo do Bioma Cerrado** (Cap. 13). In: RODRIGUES, L. N. (ed.). Agricultura irrigada no cerrado: subsídios para o desenvolvimento sustentável (ODS 2 e ODS 6). 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2024. 20 p.

WHITE, K. **Guidance on modeling offsite deposition of pesticides via spray drift for ecological and drinking water assessments.** USEPA/OPP. Draft. 35p. 2013.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning.** Washington, D.C.: USDA, 1978. (Agriculture Handbook, 537).

XAVIER, A. C.; SCANLON, B. R.; KING, C. W.; ALVES, A. I. New improved Brazilian daily weather gridded data (1961–2020). **International Journal of Climatology**, v. 42, n. 16, p. 8390–8404, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.7731>.

XIE, Y. et al. Regulatory Modeling of Pesticide Aquatic Exposures in California’s Agricultural Receiving Waters. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, n. 6, p. 1453–1461, nov. 2018.

YOUNG, D.F. **Pesticide in Water Calculator Help Manual** (Version 2.0+). Revision Date: Sep 10, 2020. Environmental Protection Agency. Washington, DC.

YOUNG, D.F.; FRY, M.M. **PRZM5 – A Model for Predicting Pesticides in Runoff, Erosion, and Leachate.** Revision B. Environmental Protection Agency. Washington, DC. Environmental Protection Agency, aug, 2020. 55 p. Disponível em: <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/models-pesticide-risk-assessment#aquatic>. Acesso em: 27 ago. 2024.

YOUNG, D.F. **The Variable Volume Water Model. Revision B** – USEPA/OPP 734S16002. Environmental Protection Agency. Washington, DC. September 11, 2019. 42 p. Disponível em: <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/models-pesticide-risk-assessment#aquatic>. Acesso em: 27 ago. 2024.

ZHOU, W.; LI, M.; ACHAL, V. A comprehensive review on environmental and human health impacts of chemical pesticide usage. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 25, p. 100410, 2024.